

IV Simposio Nacional de Agricultura

VII Encuentro de la SUCS I Encuentro Regional de Políticas de Conservación de Suelos

**Buscando el camino para la intensificación
sostenible para la agricultura**

**28 y 29 de Octubre 2015
Paysandú - Uruguay**



Organización de las Naciones
Unidas para la Alimentación
y la Agricultura



LA COYUNTURA COMO OPORTUNIDAD
DE CAMBIO

Benjamín Kiersch
Esteban Jobbágy



Degradación del suelo, un desafío pendiente en la lucha contra el hambre

B. Kiersch¹

INTRODUCCIÓN

El agua y el aire son «elementos-elementales» para la vida en la tierra, valga la redundancia, y ninguna persona podría negar su valor. El suelo, sin embargo, cumple un rol igual de fundamental, pero no tiene -todavía- el mismo reconocimiento social.

Por su tasa de renovación, el suelo es considerado un recurso natural no renovable. De él se extraen o consiguen fibras, minerales, combustibles, medicinas y alimentos. De hecho, el 95% de los alimentos consumidos en el planeta provienen del suelo, es decir, prácticamente toda la alimentación mundial. Sin embargo, un 33% de los suelos del mundo están degradados, y los expertos estiman que la capa arable (cultivable) disponible sólo alcanzaría para 60 años más. Esto es una amenaza real, concreta e inmediata para la seguridad alimentaria, y la vida en el planeta (FAO, 2015a).

La *degradación* del suelo es la pérdida de su capacidad de producir bienes o servicios ecosistémicos necesarios para el ser humano y de garantizar sus funciones en forma sostenible. Puede tener diferentes grados (degradación leve, mediana o muy severa) y se puede clasificar en degradación química, física o biológica. La principal causa de la degradación es el manejo inadecuado del suelo, es decir, por acción humana, aunque existen factores de degra-

dación natural que pueden verse acelerados por un manejo inadecuado. Los factores naturales de degradación son: toxicidad por contenido de aluminio; riesgo de erosión en zonas de pendientes muy inclinadas; alta fijación de fósforo; hidromorfía, o suelos que permanecen encharcados; baja capacidad de intercambio catiónico; salinización y sodificación; y alta proporción de rocas en el suelo, suelos endurecidos o rocosos. La degradación en América Latina y el Caribe es, en promedio, de un 14% (un 26% en Mesoamérica y un 14% en América del Sur) (Gardi et al., 2014).

Una de las formas más comunes de degradación es la *erosión*. Corresponde a la degradación y transporte de suelo o roca en la superficie terrestre debido a la acción de la circulación de agua o hielo, el viento y los cambios térmicos, como causas principales. La magnitud de la erosión dependerá del tipo y grado de intervención que se haga del suelo, y de las condiciones naturales u originales de éste: sus propiedades, el tipo de vegetación que alberga y porcentaje de cobertura, de la topografía y de las condiciones climáticas. Las causas naturales permanecen constantes a través del tiempo, pero las actividades humanas pueden acelerar estos procesos naturales debido a cambios del uso del suelo, prácticas agrícolas inapropiadas, sobrepastoreo y deforestación. La erosión de tipo hídrica se debe a procesos relacionados con el agua, como

¹Oficial de Recursos Naturales y Tenencia de la Tierra, Oficina Regional de la FAO para América Latina y el Caribe. Correo electrónico: Benjamin.Kiersch@fao.org -RLC-AIS2015@fao.org



por ejemplo, el arrastre de sedimentos por la lluvia o por escurrimiento superficial del riego. La erosión eólica se debe al transporte de suelo y sedimentos por la acción del viento, por ejemplo, al dejar suelo descubierto en zonas despejadas y de vientos fuertes. La erosión por laboreo se debe, con mayor frecuencia, a prácticas de barbecho sin cubierta vegetal, sobrepastoreo, cultivo en laderas o zonas con pendientes, la labranza del suelo, malas prácticas de riego y la plantación de mono cultivos. De esta forma, la erosión por laboreo tiene causas puramente antrópicas, mientras que la erosión hídrica y eólica también puede tener causas naturales, aceleradas por la acción humana. A nivel mundial, un tercio de la capa arable se ha perdido en los últimos 40 años, y el 80% de los suelos agrícolas sufren erosión moderada o severa; un 10% restante, experimenta erosión leve. Por supuesto, el rendimiento de cultivos en suelos erosionados (o con otro tipo de degradación), será menor que en suelos sanos y fértiles. Evidentemente, el rendimiento de cultivos en suelos erosionados es menor que en suelos sanos o protegidos, pues al perderse el horizonte superficial del suelo, se ve reducida la capacidad de infiltrar y almacenar agua, la cantidad de nutrientes, la materia orgánica del suelo y su biota, entre otros efectos, lo que reduce la fertilidad de las tierras y la disponibilidad de agua para los cultivos (FAO, 2015b; Gardi et al., 2014). Cuando un suelo es pobre en nutrientes, los alimentos cultivados en él también lo serán; si un suelo está contaminado, esta contaminación puede pasar a los alimentos. Todas las acciones que afectan al suelo, pueden afectar al ser humano y a la biodiversidad, directa o indirectamente. En una realidad en que la población va en aumento y se requiere alimentar a todas las personas, la salud del suelo es un factor ineludible a considerar. Por otro lado, la desertificación es otra ame-

naza que afecta a los suelos. Esto corresponde a la degradación de la tierra en zonas áridas y semiáridas, resultante de factores climáticos y de origen humano (UNCCD, 2015).

SUELOS DE AMÉRICA LATINA, DEGRADACIÓN, EROSIÓN Y DESERTIFICACIÓN

Los países de la región llevan estadísticas y mapean los problemas que afectan a sus suelos. Algunos tienen información de degradación, otros de erosión y otros de desertificación, o riesgo de experimentarlo. Por ejemplo, en Argentina hay más de 60 millones de hectáreas sujetas a algún tipo de proceso erosivo. En Bolivia, el 41% del territorio está sujeto a procesos de degradación. En Perú, un tercio de la superficie nacional se haya en algún estado de desertificación. En Uruguay, el principal problema asociado a la producción agropecuaria es la erosión hídrica de origen antrópico, afectando al 30% de la superficie nacional, mientras que la pérdida de materia orgánica es un segundo problema relevante. Por otro lado, Costa Rica estima que las causas principales de degradación (deforestación e incendios forestales) se han reducido en el último tiempo. Otros países, como Honduras y Panamá, vinculan los problemas de sequía, deforestación y degradación de los suelos con la pobreza de sus países (Gardi et al., 2014).

SEGURIDAD ALIMENTARIA EN RIESGO

El 10,9% de la población mundial se encuentra subalimentada. La región de América Latina y el Caribe ha logrado cumplir la meta de los Objetivos de Desarrollo del Milenio respecto de la reducción del hambre: las personas que experimentan hambre pasaron de 14,7% (en 1992) a 5,5% en 2015 (es

decir, casi la mitad que el promedio mundial). Esto se debe a un alto compromiso político de los países en un contexto de estabilidad política y macroeconómica. No obstante, aunque las cifras sean alentadoras, aún quedan 34,3 millones de personas en la región que experimentan hambre, por lo cual los países de la región se han unido en la Iniciativa América Latina y el Caribe sin Hambre 2025, para lograr terminar definitivamente con el problema para ese año. Para esto, los desafíos pendientes están relacionados con lograr mayor estabilidad en el acceso a los alimentos, prestar atención prioritaria a mujeres y pueblos indígenas, que son las poblaciones más vulnerables, atacar la «doble carga de la malnutrición» (desnutrición y obesidad) y considerar el desafío extra del cambio climático, que ya tiene efectos visibles en muchos sistemas agroalimentarios (FAO, 2015c).

Como se ha mencionado, los suelos erosionados y degradados producen rendimientos menores de las cosechas y alimentos poco nutritivos. Este problema no sólo afecta a los alimentos producidos y a quienes los consumen, sino también a la economía y seguridad alimentaria y nutricional de quienes los producen y sus medios de vida. Se espera que la población actual (7.200 millones de personas), donde una de cada ocho personas experimentan hambre, aumentará en un 30% para el año 2050, lo que ampliará la demanda de alimentos de 8.400 millones de toneladas anuales (actuales), a 13.500 millones de toneladas ¿cómo, entonces, se puede cubrir la demanda de alimentos actual y futura?

Una propuesta para ello es aumentar el rendimiento de los cultivos, lo que muchas veces va asociado al uso intensivo de agroquímicos y fertilizantes de origen artificial que pueden tener más efectos negativos que positivos sobre la alimentación y salud humana y la salud

de los ecosistemas y de los sistemas productivos. Una potencial intensificación de la producción debe realizarse con una visión de sostenibilidad en el largo plazo.

La degradación de los suelos tiene efectos directos sobre la seguridad alimentaria. Suelos dañados producen menos alimentos en los campos, alimentos menos nutritivos, o alimentos contaminados. La labranza en suelos degradados genera mayor degradación, pérdida de suelos, de materia orgánica y de fertilidad, generándose un círculo vicioso difícil de detener. La FAO (2011) identifica, además, que existe una relación muy cercana entre la pobreza y la falta de acceso a recursos productivos (suelos y aguas) de calidad adecuada para el buen desarrollo humano y para la producción agropecuaria. «En el mundo entero, las poblaciones más pobres tienen un menor acceso a la tierra y el agua y se encuentran atrapadas en la trampa de la pobreza de pequeñas explotaciones con suelos de mala calidad y una alta vulnerabilidad a la degradación de la tierra y la incertidumbre climática [...] Las tendencias más acusadas de degradación de la tierra están asociadas con las poblaciones pobres.» Así, se ve que la degradación de suelos está directamente asociada con una baja producción de alimentos y con la pobreza de los medios de vida. La figura 1 muestra cómo las zonas de mayor pobreza coinciden con las zonas de degradación alta, o tierras muy degradadas, en cambio las zonas de menor pobreza coinciden con las zonas donde tierras con poca degradación son la mayoría. Para mejorar esta situación, se requiere de un compromiso público que dé impulso a políticas eficaces para ayudar a la población que tiene menor acceso al suelo y a otros recursos productivos, o que necesita apoyo técnico para transformar su producción en una actividad sostenible en el tiempo.

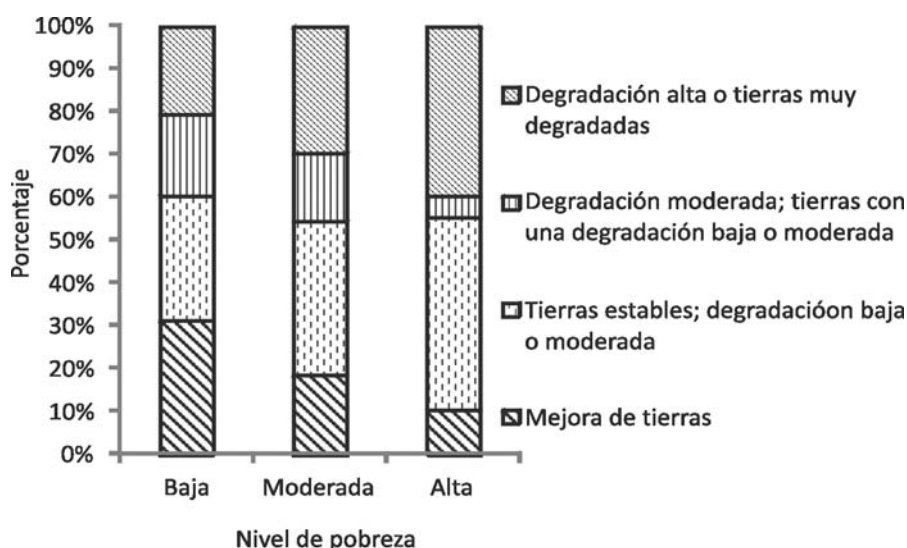


Figura 1. Relación entre diferentes niveles de pobreza y distintos grados de degradación de la tierra (Adaptado de: FAO, 2007; citado por FAO, 2011).

PREOCUPACIÓN Y ACCIÓN INTERNACIONAL

El 20% de los alimentos es producido por la agricultura familiar, una población rural y vulnerable, que suele estar dentro de los mayores índices de pobreza. Más del 70% de la población en situación de inseguridad alimentaria vive en las zonas rurales y una importante proporción de ellos son agricultores familiares y pequeños campesinos con muy bajo acceso a recursos naturales, políticas y tecnología. Considerando que el 95% de los alimentos provienen del suelo, que el 33% de ellos se encuentra degradado, que el 90% de los suelos agrícolas experimentan algún grado de erosión y que hay una relación directa y estrecha entre degradación de los recursos naturales y condiciones de pobreza, es posible evidenciar que la seguridad alimentaria y nutricional mundial, incluyendo a América Latina y el Caribe, es extremadamente frágil (FAO, 2014; 2015a; 2015c).

En este contexto, la protección de suelos productivos, la rehabilitación de aquellos degradados y la conservación

de los suelos sanos, es una medida urgente en todos los países del mundo. Como ya se dijo, los expertos estiman que, a escala global, sólo se dispone de una capa arable para 60 años más, pero también es cierto que un manejo adecuado de los recursos y una gestión sostenible del suelo podrían aumentar los rendimientos de los cultivos hasta en un 58% (FAO, 2015a).

Este panorama ha llevado a que la 68ª sesión de la Asamblea General de las Naciones Unidas declarase el 2015 como el Año Internacional de los Suelos (AIS), con el objetivo principal de aumentar la concienciación y la comprensión de la importancia del suelo para la seguridad alimentaria y las funciones ecosistémicas esenciales. El suelo es un recurso vital para la vida, no es renovable y está fuertemente amenazado, y por ello se necesita mejorar su conocimiento y gestión y abogar por su protección. Por ello, el AIS pretende llegar a todos los niveles de la sociedad -niños, jóvenes, adultos, productores, habitantes rurales y urbanos, políticos y tomadores de decisiones, para lograr poner el tema sobre las agendas nacionales y

lograr acciones coordinadas para su protección y uso sostenible (FAO, 2015d).

La Alianza Mundial por el Suelo (AMS) nace para agrupar y apoyar las iniciativas locales, nacionales y mundiales para la protección del suelo, y abogar por la protección y recuperación de este recurso en los diálogos internacionales. Dado que el problema está directamente ligado con la producción de alimentos, y la seguridad alimentaria y nutricional, la Secretaría de esta Alianza recae en la FAO. La Alianza basa su trabajo en la implementación de cinco pilares de acción, a nivel mundial y regional. Los pilares son (FAO, 2015a):

1. Promoción del **manejo sostenible** del recurso suelo para promover su protección, conservación y productividad sostenible.
2. **Fomento** de la inversión, la cooperación técnica, las políticas, la concientización, educación, capacitación y la extensión sobre los suelos.
3. Promoción de la **investigación** y el desarrollo edafológico focalizado y centrado en las brechas y prioridades que se hayan identificado y las sinergias con acciones relacionadas con la producción, desarrollo ambiental y social.
4. Mejoramiento de la cantidad y la calidad de los **datos e información edafológica**: recolección de datos (generación), análisis, validación, presentación de informes, monitoreo y su integración con otras disciplinas.
5. Armonización de los **métodos**, medidas y los indicadores para el manejo sostenible y la protección del recurso suelo.

De esta forma, la implementación del AIS 2015 es responsabilidad de la FAO, en colaboración con los gobiernos y la secretaría de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación. A escala regional se cuenta con dos alianzas: una para Centroamérica, México y el Caribe, y otra para América del Sur. Los puntos focales de cada país, y otros miembros de la AMS se han reunido en varias ocasiones para definir sus problemas comunes y diseñar planes de implementación regionales para aplicar los cinco pilares de la Alianza y solucionar sus propias preocupaciones locales. La Alianza Mundial, y sus ramas regionales, promueven la cooperación bilateral y multilateral entre países, y ayuda a tener una visión conjunta de los problemas actuales para potenciar sinergias entre los países en la búsqueda y aplicación de soluciones. En ambas alianzas de la región (donde 28 países participan activamente), y en concordancia con la mirada mundial, la degradación del suelo es la preocupación más importante (FAO, 2015d).

Gracias a la Alianza Mundial por el Suelo, los países están coordinando esfuerzos para encontrar soluciones pertinentes a la crisis que afecta a este recurso. En esta senda, la toma de conciencia es el primer paso para dar al suelo la relevancia que necesita para comprender que la lucha contra la degradación del suelo es, al mismo tiempo, una lucha contra la pobreza y la inequidad. Trabajar para revertir la degradación del suelo, es también trabajar por la seguridad alimentaria y nutricional de sus habitantes. La FAO está comprometida con los países de lograr la conservación y el uso sostenible del suelo y la seguridad alimentaria para las presentes y futuras generaciones.



BIBLIOGRAFÍA

- FAO.** 2011. El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura (SOLAW). La gestión de los sistemas en situación de riesgo. [En línea]. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma, y Mundi-Prensa, Madrid. Consultado 3 agosto 2015. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/018/i1688s/i1688s00.htm>
- FAO.** 2014. Año Internacional de la Agricultura Familiar. [En línea]. Consultado 10 agosto 2015. Disponible en: <http://www.fao.org/family-farming-2014/es/>
- FAO.** 2015a. Infografía. Alianza Mundial por el Suelo. [En línea]. Consultado 12 junio 2015. Disponible en: <http://www.fao.org/globalsoilpartnership/world-soil-day/campaign-material/infographic-spanish/en/>
- FAO.** 2015b. Año internacional de los suelos 2015. Suelos sanos para una vida sana. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <http://www.fao.org/soils-2015/es/>
- FAO.** 2015c. Panorama de la inseguridad alimentaria y nutricional en América Latina y el Caribe [En línea]. Consultado 13 agosto 2015. Disponible en: <http://www.fao.org/americas/recursos/panorama/es/>
- FAO.** 2015d. Las alianzas regionales por el Suelo. [En línea]. Consultado 12 junio 2015. Disponible en: <http://www.fao.org/globalsoilpartnership/las-alianzas-regionales/es/>
- GARDIC, ANGELINI M, BARCELÓS, COMERMA J, CRUZ GAISTARDO C, ENCINA ROJAS A, JONES A, KRASILNIKOV P, MENDONÇA SANTOS BREFIN ML, MONTANARELLA L, MUÑIZ UGARTE O, SCHAD P, VARA RODRÍGUEZ MI, VARGAS R.** [Eds.]. 2014. Atlas de suelos de América Latina y el Caribe, Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995 Luxembourg, 176 pp. Consultado 25 agosto 2015. Disponible en: http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/library/maps/LatinAmerica_Atlas/Documents/LAC.pdf
- UNCCD.** 2015. United Nations Convention to Combat Desertification. [En línea]. Consultado 16 agosto 2015. Disponible en: <http://www.unccd.int/en/Pages/default.aspx>



Una mirada rioplatense de la sustentabilidad y el ambiente en el agro

E. G. Jobbágy¹, S. Aguiar¹²

Ninguna actividad humana involucra una intervención tan íntima sobre los procesos de la naturaleza como la producción agrícola. Estas intervenciones abarcan acciones explícitas que van desde los genes a los paisajes. Por la agricultura transformamos organismos para nuestro beneficio: los hemos llevado de un continente a otro, despejamos territorio para que estos organismos prosperen, a esos territorios les hemos impuesto ritmos estacionales y patrones de paisaje totalmente nuevos, les inyectamos fertilizantes y pesticidas y, a veces, los regamos para poder retirar en forma sostenida grandes cantidades de biomasa. A partir de una compleja red de conocimientos, tecnologías y organizaciones y de un importante aporte de energía fósil hoy desviamos un 25% de la biomasa que anualmente se genera en los continentes hacia productos que valoramos y consumimos, esto es, el doble que hace 100 años. La mitad de esta cosecha proviene de las tierras cultivadas, que representan hoy un 20% de la superficie continental global (excluyendo hielos y desiertos). La fuerza transformadora de la agricultura ha cambiado simultáneamente la forma en que circulan el agua y los nutrientes y reorganizado la diversidad biológica del planeta, llegando a acorralar a muchas especies que hoy se vuelven muy raras o se extinguen y favoreciendo la expansión de otras que se vuelven invasoras.

Mientras el viaje agrícola que emprendimos como humanos hace 10.000 años continúa, el interés y la preocupación por los «efectos colaterales» de la actividad sobre el ambiente crece y se transforma en un fenómeno cultural global de este siglo, capaz de generar cuestionamientos cada vez más profundos y globalizados. Lo ambiental ya no tiene solo como foco la perpetuidad productiva de los lotes y de la actividad agrícola, como fue en los tiempos del «dust bowl» norteamericano en los años 30. Hoy las consecuencias del accionar agrícola son visibles y preocupan más allá de lo productivo y más allá del límite de los establecimientos. La expansión de la agricultura de granos en el sur de Sudamérica, abarcando la Pampa Argentina, los campos de Uruguay y sur de Brasil, los bosques chaqueños de Argentina, Bolivia y Paraguay, entre otras regiones, no escapan a estas tendencias, pero proponen desafíos propios, que en el caso del agua y los nutrientes se diferencian de los más típicos planteados en el resto del mundo. En este trabajo se busca destacar estas singularidades de la producción agrícola y el ambiente en nuestra región, con particular foco en Uruguay, y en menor medida en la Pampa Argentina, que surgen de la convergencia única de condiciones ecológicas, económicas y políticas de ambos países e imponen la necesidad de desarrollar un análisis independiente del problema.

¹Grupo de Estudios Ambientales – IMASL, Universidad Nacional de San Luis y CONICET.

²Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección – IFEVA, Facultad de Agronomía UBA y CONICET.



EL AGUA

A nivel global la preocupación principal respecto al agua es la de asegurar su provisión en cantidad, calidad y ritmo adecuado con el fin de abastecer las necesidades humanas y, cada vez más, también las de la vida silvestre. El sector agrícola está sujeto a escrutinio principalmente por ser el consumidor número uno de agua, a través del riego. Se suma el sector forestal, cuya alta demanda de agua en secano es, en algunos contextos, causante de merma en la provisión de agua para otros usos. Desde lo global, entonces, se ha popularizado una medida para evaluar a la agricultura que es la de la «huella hídrica»: ¿Cuánta agua de lluvia o de riego hemos utilizado para obtener una unidad de producto? Pero el agua no tiene el mismo valor en todas partes. ¿Vale lo mismo el agua que permitió producir un litro de leche usando alfalfa regada en una región árida o en pasturas de secano en una región húmeda e inundable? ¿Tiene igual impacto el consumo de agua del suelo, para la producción de una tonelada de pulpa celulósica, en cuencas con suelos someros y rocosos destinados al pastoreo que en cuencas de suelos profundos destinados a la agricultura? La importación ciega de indicadores envasados como la huella hídrica, no nos ayuda a revisar el impacto ambiental de nuestros sistemas productivos; impone, en cambio, una vara única de poca utilidad ambiental y económica.

Uruguay y Argentina se distinguen desde el punto de vista del agua y la producción primaria por ser dos de los países que, pudiendo regar una gran fracción de su área agrícola, siguen representando los territorios menos regados del planeta. Con excepción de la producción arrocerá, más importante en Uruguay, los granos rioplatenses crecen por el aporte directo de las lluvias. El hecho de que avance el uso agrícola en

tierras que antiguamente estaban ocupadas por pastizales naturales o pasturas perennes de raíces profundas y actividad vegetativa durante todo el año, lleva a balances hídricos más positivos, es decir, a que una fracción mayor de las precipitaciones se convierta en recarga de acuíferos y/o caudal de ríos. Desde este punto de vista, el «ahorro» de agua no es algo que necesariamente deba celebrarse; por el contrario, los excesos hídricos mayores que surgen de la expansión agrícola son, en muchos lugares de la Pampa Argentina, motivo de inundaciones y dificultades para el establecimiento, desarrollo y cosecha de cultivos más frecuentes. En el territorio más ondulado y rocoso del Uruguay es esperable que el avance agrícola aumente el caudal total, pero sobre todo el caudal pico o de tormenta de las cuencas, favoreciendo con ello el transporte de sedimentos hacia represas y ríos.

Por otro lado, los sistemas forestales, especialmente los de rápido crecimiento, representan el uso de la tierra de mayor consumo evapotranspirativo de agua. En condiciones como las de los pastizales húmedos del Río de la Plata, estos sistemas elevan la evapotranspiración lo suficiente como para causar mermas en el rendimiento hídrico. Como resultado, pequeñas cuencas totalmente forestadas ven reducido su caudal y se observan depresiones localizadas del nivel freático. ¿En qué medida el avance forestal limitará el caudal de grandes ríos de Uruguay? ¿Pueden compensarse estos efectos con los del avance agrícola, capaz de elevar el rendimiento hídrico? La capacidad de los pastizales de favorecer la infiltración y limitar los escurrimientos instantáneos y, a la vez, mantener niveles de evapotranspiración relativamente bajos que aseguran un buen rendimiento hídrico, no puede ser imitada a la perfección por los sistemas agrícolas o forestales. Los primeros reducen la infiltración, los se-



gundos aumentan la evapotranspiración. Pero sí, es posible, mejorar a ambos sistemas individualmente y, más aún, armonizar su distribución conjunta en las cuencas. En la agricultura es necesario favorecer la conversión de lluvias en biomasa, para que no solo sea producto cosechable, sino también sustento y cubierta de los suelos. En los sistemas forestales es necesario encontrar límites razonables del área total forestada de las cuencas, para evitar mermas de caudal que comprometan la provisión para la población humana y la vida silvestre (estos niveles varían en cada cuenca). Por otro lado, el desafío más importante es el de articular ambas producciones buscando compensar efectos y establecer diseños del paisaje en los que se minimicen los impactos individuales.

En esta discusión también necesitamos reconocer, cómo las tensiones entre producción y ambiente relacionadas al agua implican asimetrías entre quienes causan y quienes sufren los problemas. En la región pampeana Argentina, por ejemplo, los tambos son el sistema productivo que genera menores excesos hídricos, pero uno de los que más los padece. En Uruguay, los focos altamente forestados pueden llevar a una escasez localizada de agua de pozos o arroyos, y es necesario establecer acuerdos y compensaciones. Lleva tiempo y esfuerzo entender estos problemas hidrológicos que no conocen fronteras entre disciplinas. Hay que identificar a los actores involucrados y comprender sus demandas e intereses; hay que entender las causas subyacentes a los problemas ambientales que se plantean, atribuir responsabilidades a distintas prácticas productivas y sectores. Y, por supuesto, es más fácil recurrir a un manual de la huella hídrica y confiar en que esa huella sea sinónimo de sustentabilidad para algún círculo especializado de referencia. Pero sólo lo primero nos

hará progresar y establecer mejores acuerdos.

LOS NUTRIENTES

La agricultura tiene una de sus más grandes «cuentas pendientes» con el ambiente en los excesos de fertilización y los problemas de contaminación asociados. Las grandes «zonas muertas» del océano son tal vez el ejemplo más significativo de la magnitud de estos efectos. En las cuencas agrícolas más fertilizadas del planeta, los nutrientes que escapan de los lotes sobre-fertilizados viajan por los ríos hacia el océano y eliminan la vida a cientos de kilómetros mar adentro por eutrofización. El problema avanza en el Golfo de México, en el mar Báltico y se suma recientemente el mar de la China. Pero el mar Negro se recupera tras la interrupción de la fertilización que acompañó al colapso de la Unión Soviética. Como en el caso del agua, Argentina y Uruguay, por ahora, escapan al desafío más típico a nivel global, pero presentan otros desafíos propios dados por la austeridad de nuestra fertilización y la alta exportación de granos.

Mientras que la mayoría de las áreas agrícolas del mundo que expanden el área cultivada e incrementan la productividad, se recuestan sobre un crecimiento sostenido de la fertilización, Argentina aún sostiene balances negativos (exportación > fertilización) en casi todo el territorio agrícola y Uruguay tiene balances aún muy ajustados. Además de reflejarse en los cálculos que puedan hacerse desde un escritorio, estos desbalances vienen dejando una huella en el stock de nitrógeno y fósforo de los suelos y se reflejan en los niveles predominantemente bajos de concentración de nitratos de las aguas freáticas pampeanas. Hasta el presente, nuestra agricultura ha crecido consu-



miendo el capital de nutrientes del suelo, lo que en el caso del nitrógeno ha sido posible gracias a la dominancia del cultivo de soja, que por otra parte impone una alta extracción de fósforo. Para sostener la productividad de los lotes agrícolas en el largo plazo es importante reconocer en qué medida los stocks de nutrientes hipotecados generan otros costos en el sistema y con qué facilidad podrán renovarse en el futuro. También es crítico comprender cómo el comportamiento de fertilización de los agricultores responde a señales del mercado de insumos y productos y a políticas públicas.

Paradójicamente, la austeridad en el uso de fertilizantes puede traer algunos problemas ambientales. Desde el punto de vista hídrico, al limitar el crecimiento y la actividad de la vegetación cultivada, la falta de nitrógeno llega, en algunos casos de la región pampeana y chaqueña, a limitar la transpiración y por lo tanto agrava el problema de la generación de excesos hídricos discutida en la sección anterior. Se suma a esto el problema de limitar la siembra de cultivos no fijadores de nitrógeno, particularmente maíz y cereales de invierno, lo cual no solo agrava el problema del balance hídrico, sino que restringe también la capacidad del sistema de incorporar materia orgánica al suelo y cubrirlo de rastrojos. Esto es especialmente importante en la región chaqueña, donde en la medida en que las tierras deforestadas entregan su stock original de nutrientes del suelo a los cultivos, la fertilidad química se agota y la posibilidad de fertilización se ve limitada por los mayores costos y riesgos climáticos de la agricultura en esa región.

A nivel global se reconoce hoy una crisis en el suministro de fertilizantes fosforados. El recurso mineral es limitado en magnitud y acotado en su distribución geográfica y su demanda crece. Una extracción acelerada por la domi-

nancia de soja y una fertilización que no alcanza a acompañarla, sugieren que Argentina se encontrará, en unas décadas, con la necesidad de incorporar fósforo masivamente a sus suelos y seguramente tendrá que hacerlo a precios mayores al actual. Hay mucho por hacer en varios frentes tecnológicos respecto a la crisis del fósforo y esto contempla no solo la oferta de fertilizante, sino la reducción de su demanda por los cultivos. Una oportunidad poco contemplada surge de reconocer la naturaleza de la función del fósforo en las semillas y la posibilidad de reducir su consumo por la planta. La mayor parte del fósforo en los granos se acumula como ácido fítico, que ofrece una fuente de este elemento a la plántula que se establece. Esta molécula no es digerida por los humanos y tampoco por cerdos y pollos, que son los primeros destinatarios del grano que cosechamos en nuestras llanuras. El ácido fítico abandona el tracto digestivo de los animales monogástricos sin ser aprovechado y constituye una de las principales fuentes de contaminación con fósforo de las aguas. Lograr cultivos que contengan mucho menos ácido fítico en sus granos puede aliviar la demanda global de fósforo y reducir el problema local de contaminación de las producciones animales intensivas. La baja concentración de fósforo, de aquella pequeñísima fracción de los granos que se usan como semilla, puede compensarse con peleteados u otras formas de suministro directo en la siembra. A diferencia de la extracción de nitrógeno de los cultivos, que responde en forma directa a la producción de proteínas, y es por lo tanto difícil de reducir, la de fósforo está destinada en gran medida a un componente de poca importancia nutricional, y esto constituye una oportunidad muy grande para el caso de la soja en Argentina; que son respectivamente, el grano con mayor demanda de fósforo y el país con mayor exportación neta de este elemento a otras regiones.



ENTRE LA MEZQUINDAD Y LA OPULENCIA

Una de las características más notables y convergentes de la agricultura de Argentina y Uruguay es el predominio creciente del cultivo de soja. El margen bruto que ofrece este cultivo no es la única razón de su expansión. Su menor costo respecto al maíz, en el que convergen la semilla más barata y la fijación biológica de N, la efectividad (en franca declinación) en el control de malezas que ofrece, y en general la posibilidad de implementar un paquete tecnológico relativamente simple y replicable en muchas superficies aún bajo ambientes contrastantes, ha llevado a este cultivo a ser una elección favorita de actores productivos que crecen horizontalmente. La diversidad de cultivos extensivos de Argentina experimenta una fuerte caída tras la expansión más veloz de la soja desde el año 2000. En Uruguay esta misma tendencia llega en 2007. Hoy ambos países han visto reducida al 75 % la diversidad de cultivos (índice de diversidad H que cayó de aproximadamente 2 a 1,5). El camino que espontáneamente siguen los territorios agrícolas es el de mayor alquiler de tierras, aplicación de un cultivo al año y barbechos prolongados sin labranza (siembra directa) y mínima fertilización. Esta es sólo una cara de un síndrome de transformación del paisaje y la actividad agrícola, que contrasta con la tendencia a la intensificación, que persiguieron los países del hemisferio norte décadas atrás y que ahora siguen China e India, entre otras grandes economías emergentes. Mientras estos últimos casos pueden asociarse a una agricultura de «opulencia», el caso rioplatense se acerca más a la «mezquindad», como se explica a continuación.

Cuando la disponibilidad de tierras cultivables es limitada y favorecidos por sistemas políticos que buscan garanti-

zar la disponibilidad de alimentos, como ha sido el caso de Europa en la postguerra o la India actualmente, o el control alimentario global, como fue el caso de Estados Unidos desde la posguerra, surgen distintos tipos de subsidios a la agricultura, que van desde el apoyo financiero directo a la subvención de insumos como fertilizantes o energía para riego. En estos contextos, el objetivo de los sistemas agrícolas apunta a maximizar y estabilizar ingresos y el pilar agronómico es el alto uso de insumos. Se logra así una productividad alta y estable y se presiona al ambiente por un alto uso de agua para riego, por contaminación eutrófica con N y P y también pesticidas. Estos problemas suelen predominar por sobre los problemas de falta de cobertura, aporte de carbono al suelo y erosión, ya que la producción de biomasa es alta. La mayor parte de las señales de «alarma» desde lo ambiental hacia la agricultura nacen en países desarrollados y se focalizan en estas cuestiones ambientales. A este gran dominio de tensión producción-ambiente podemos denominarlo de la «opulencia».

En una situación diametralmente opuesta, más recientemente, se ubican los contextos en los cuales la agricultura exportadora emerge como actividad fuerte, dentro de la economía nacional. Países en los que, uno o unos pocos ítems exportables, generan una contribución desproporcionada a la balanza comercial y en los que aún hay tierras disponibles para avanzar con estas producciones, suelen aplicar políticas opuestas, que se orientan a gravar la producción con distinto tipo de impuestos o retenciones. Esto se ve favorecido cuando la disponibilidad de tierras no limita la alimentación local. Argentina, Uruguay, Paraguay y Brasil en menor medida, son ejemplos claros en el caso de la producción de soja. La producción de aceite de palma en países tropicales de Asia y la pulpa celulósica (significati-



va en Uruguay) son otros casos importantes. En este contexto el objetivo de los sistemas agrícolas se dirige a minimizar costos. El pilar de estos sistemas suelen ser tecnologías relacionadas al germoplasma y no a los insumos «brutos», que permiten mayor austeridad. Las variedades resistentes a herbicidas o a insectos son el ejemplo tipo y se combinan con apuestas peligrosas de recaer en el stock de nutrientes del suelo y su capacidad de renovarse y no a la reposición con fertilizantes. Esta situación se ve acrecentada si los escenarios político-económicos son inciertos, favoreciendo metas de corto plazo y reducción de inversiones de más largo plazo como sistematizaciones, riego, encalado, etc. En estos sistemas se busca estabilizar la productividad, aún a costa de bajar los máximos de producción alcanzables y presentan sus propios problemas ambientales que los distinguen. Mientras la contaminación por sobrefertilización y el consumo desmedido de agua desaparecen como problemas, emergen con fuerza el de los excesos hídricos, la pérdida de cobertura y aporte de carbono a los suelos y la erosión. La contaminación con herbicidas puede ser la más crítica en estos casos. A estos sistemas los podemos englobar bajo la figura de «mezquinos».

El gran desafío rioplatense es, aceptando la fuerza del contexto agroexportador que sustenta otras economías, encontrar formas de salir de la mezquindad buscando eliminar sus problemas más graves que son, en lo productivo, la pérdida de un potencial alto en años de buenas condiciones, que resulta de un planteo conservador ante el riesgo climático; y la minería del suelo. Desde lo ambiental, los problemas emergen con la falta de biomasa y la desprotección del suelo. Si el pilar de la «opulencia» son los altos insumos brutos y el de la «mezquindad» las mejoras genéticas que ahorran insumos, el de un modelo que podemos bautizar del «equili-

brio» debería ser la gestión técnica. Esta es la única capaz de sostener un esquema adaptativo y oportunista que ajuste costos en años malos, pero que levante el techo en años buenos. Que apueste a mecanismos agronómicos que incluyan rotaciones y cultivos acompañantes entre otros componentes, para sostener la fertilidad. Esta visión vive en nuestros territorios desde hace décadas y es la que posiblemente ha llevado a que Uruguay hoy tenga la ley que impulsa los planes de uso. Quienes producen en este contexto están en una posición privilegiada para aprender y enseñar acerca de los conflictos entre la producción y el ambiente, y si toman este desafío, podrán llegar mucho más lejos que los técnicos que trabajan diariamente desde el contexto de la «opulencia» o el de la «mezquindad». Los profesionales del agro en Argentina y Uruguay tienen una oportunidad única a nivel global de liderar la gestión ambiental de los territorios.

APRENDER AL HACER

Necesitamos una aproximación dinámica del problema producción-ambiente y sus soluciones, concentrada en cómo dirigir el cambio, más que en cómo evitarlo. La visión estática de la naturaleza y la sociedad ha llevado a la propuesta del principio precautorio (comprender, luego actuar) en los planteos del sector ambiental al productivo. Se reclama conocer las consecuencias de nuevas intervenciones agrícolas antes de implementarlas. Una respuesta común del sector productivo, dentro de este marco estático, ha sido la formulación de buenas prácticas de producción, orientadas a una supuesta sustentabilidad. Pero es difícil definir cómo deberían ser esas prácticas a priori, cambia el ambiente y lo que sabemos de él, cambian las tecnologías y las opciones, y la mejor práctica hoy puede ser mala ma-



ñana. Si adoptamos una visión dinámica de la naturaleza y la sociedad y reconocemos la insustentabilidad de las actividades humanas, surge como opción superadora la propuesta del manejo adaptativo (comprendo mientras actúo), que reclama implementar las nuevas intervenciones agrícolas, en forma gradual y experimental, acompañándolas con mecanismos explícitos de monitoreo, análisis, comunicación y debate de sus impactos ambientales. En esta visión se vuelven mucho más útiles que las buenas prácticas de producción, las buenas prácticas de aprendizaje y negociación. El manejo adaptativo involucra múltiples escalas; los efectos del desmonte sobre la materia orgánica del suelo y el stock de carbono, sobre las napas freáticas, o sobre las poblaciones de grandes mamíferos nativos, requieren observaciones y observadores distintos y deben, en todos los casos y etapas, sumar aportes del sistema de ciencia y tecnología.

El agua ofrece buenos ejemplos. Era improbable anticipar todas las consecuencias hidrológicas que el reemplazo de pasturas y montes por agricultura tendría en las llanuras. El gran experimento de hacerlo fue dando pistas y hoy, con el diario del lunes, las entendemos. Hemos generado excesos hídricos sostenidos y lo que en un principio se atribuyó exclusivamente a las fluctuaciones climáticas, hoy aparece también vinculado a los cambios en el uso del territorio. Ascensos freáticos de diez metros en el Noroeste Pampeano desde los 70s, con lotes que se inundan por primera vez en la historia. Napas que salvan la producción en años secos, pero que ponen en jaque siembras y cosechas en años más húmedos. Sales que aparecen en la superficie cuando menos lo esperamos. El sector forestal en Uruguay hoy enfrenta cuestionamientos sobre el agua mucho más fuertes y está aprendiendo a convivir con ellos. Hay que aprender sobre la marcha y hay un

método para eso; nuclear expertos y observadores locales, plantear problemas actuales e hipotéticos, avanzar gradualmente con el cambio reservando zonas control; medir las variables consideradas más sensibles; hacer transparente la información y su interpretación; debatir y negociar. En Uruguay la formulación de los planes de uso y manejo se apoyan en conocimiento existente, pero también en hipótesis. Y esto es una virtud en la medida en que estas hipótesis se hagan explícitas y se aproveche la implementación de los planes como mecanismos de aprendizaje. Si, en cambio, se cristaliza la idea de un conjunto de buenas prácticas que no se pone periódicamente a prueba, se corre el riesgo de castigar inútilmente tanto a la producción como al ambiente.

En este proceso hay que reclamar al sector de ciencia y tecnología, que no sólo acompañe las etapas anteriores ni que se limite a evaluar las opciones productivas existentes, sino que apoye la generación de otras opciones productivas superadoras, con la producción y al ambiente en la mira. De esta colaboración surge la mejor innovación. Hoy pasamos de medir niveles freáticos en un puñado de puntos de la región pampeana a tener plataformas online con datos de más de una centena de sitios sostenidos por productores. Articulamos esa información con datos de nuevos satélites capaces de medir el campo gravitatorio de la tierra, ofreciéndonos en tiempo real una medida del agua acumulada en una región. Un «David» de freatímetros que se multiplican e integran en redes, un «Goliat» de tecnología espacial cada vez más sofisticada. Necesitamos a los dos en el equipo para entender y pronosticar anegamientos o aportes de la napa a los cultivos, mejorando sus planteos. Algunas organizaciones ambientalistas preocupadas por la pérdida de nuestros últimos pastizales, establecen alianzas con el sector ganadero, convocan a la ciencia, y avan-



zan en el conocimiento sobre el efecto de distintas prácticas ganaderas sobre la preservación de hábitats, de flora y de fauna nativas. En cada ciclo de intervención, monitoreo, análisis y nego-

ciación/innovación, iremos generando sistemas mejores para producir y para cuidar el ambiente. Esa es la apuesta y se apoya en la colaboración y la transparencia.

EL SISTEMA DE PRODUCCIÓN BAJO LA LUPA

Andrew Sharpley
Carlos Perdomo
Diego Ferraro
Sebastián Mazzilli



El fósforo en la agricultura y el medio ambiente: desafíos para la ciencia, la práctica y la política

A. Sharples¹

Traducción: V. Piñeiro, N. Zaldúa

Adaptación gráficos: N. Fassana

INTRODUCCIÓN

Desde finales de 1960, el deterioro de la calidad del agua por causa de fuentes puntuales se ha reducido debido a la facilidad de identificación de las mismas. Sin embargo, los problemas con la calidad del agua se mantienen, y mientras el control de fuentes puntuales se vuelve menos efectivo ante la contaminación del agua, la atención se centra en el rol de las fuentes agrícolas no puntuales. Por ejemplo, en 1996, más de la mitad de los cursos de agua relevados en los Estados Unidos se encontraban deteriorados por un exceso de nutrientes (Dubrosky et al., 2010). Cerca de 20 años después, la calidad del agua continuaba estando alterada, lo que llevó al desarrollo de grandes iniciativas para reducir la pérdida de nutrientes desde la cuenca de Chesapeake Bay (Kovzelove et al., 2010; U.S. Environmental Protection Agency, 2010) y la cuenca del río Mississippi (National Research Council, 2008).

Los ingresos de fósforo (P) a los cursos de agua continentales pueden acelerar el proceso de eutrofización (Carpenter et al., 1998). A pesar de que el Nitrógeno (N) y el Carbono (C) también son esenciales para el crecimiento de la biota acuática, la mayor parte de la atención se ha concentrado en el P debido a la dificultad en el control del intercambio del N y el C entre la atmósfera y el agua, y la fijación de N atmosférico por algas verde-azules (Schindler et al., 2008). Por lo tanto, el control de los ingresos de P es crítico para reducir la eutrofización en cursos de agua dulce. En el caso de cuerpos de agua que naturalmente presentan alta salinidad, como los estuarios, hay concentraciones críticas sitio específicas tanto de N como de P, que generalmente limitan la productividad acuática (Howarth et al., 2000).

La eutrofización ha sido identificada como el principal problema en aguas superficiales con alteraciones en la calidad del agua (US. Environmental Protection Agency, 2002). La eutrofización restringe el uso del agua para la pesca, recreación, industria y como fuente de agua potable. Esto se debe a un aumento en el crecimiento de algas y malezas acuáticas y a la reducción de oxígeno causada por la muerte de las algas y plantas y su descomposición. Además, las floraciones periódicas de cianobacterias y otras algas nocivas contribuyen a un amplio rango de problemas, como mortandades masivas estivales de peces, alteración del sabor del agua potable y la formación de trihalometano durante la cloración del agua. Claramente la incidencia y severidad de las floraciones de algas ha aumentado en los últimos 50 años.

Durante los últimos 15 años, los esfuerzos para reducir y controlar la eutrofización además de disminuir sus efectos adicionales, han transitado des-

¹Departamento de Ciencias de Cultivos, Suelos y Medioambiente, División de Agricultura, Universidad de Arkansas, Fayetteville, AR 72701. (Department of Crop, Soil, and Environmental Sciences, Division of Agriculture, University of Arkansas, Fayetteville, AR 72701).



de lidiar con los efectos de la eutrofización a identificar las fuentes de nutrientes en las cuencas para su tratamiento. Las estrategias de manejo que se están empleando en la mayoría de los sistemas de Estados Unidos con problemas en la calidad del agua son, por ejemplo, las que se emplean en las cuencas que abastecen de agua potable a la ciudad de Nueva York, la cuenca de Chesapeake Bay, las aguas costeras e insulares de Florida, la cuenca del Lago Erie y la cuenca del Río Mississippi (Sharpley et al., 2003; U.S. Department of Agriculture and Environmental Protection Agency, 1999). La clave para minimizar el impacto del P de origen agrícola en la calidad del agua, es orientar las estrategias de manejo hacia áreas críticas del paisaje y a regiones del país donde existe un potencial para la acumulación de nutrientes.

Este artículo presentará y discutirá los siguientes puntos:

1. El desarrollo de los principios científicos que están por detrás de los esfuerzos para remediar las alteraciones de la calidad del agua relacionada con P.
2. Cómo el entendimiento científico del destino y ciclado de P, en los suelos y aguas, ha sido transferido a las prácticas agrícolas y tecnologías que apoyan las estrategias de conservación, para minimizar las pérdidas de P.
3. Cómo la ciencia y las prácticas agrícolas, han conducido a la generación de nuevas políticas o cambios en las políticas existentes para el uso y manejo del P en los sistemas agrícolas.

LA CIENCIA DEL USO, DESTINO Y MANEJO DEL P

Ciclado de P en sistemas agrícolas

El desarrollo de las ciencias agrícolas, desde la década de 1950, aumentó drásticamente la producción rentable de

granos y proteínas. Sin embargo, la especialización y fragmentación de los sistemas de producción agrícola y animal han generado nuevas presiones sobre el manejo en cuencas agrícolas. Los granos producidos y el P cosechado, son transportados a áreas de producción animal, donde la mayor parte de los nutrientes se elimina en el estiércol debido a la ineficiente utilización de estos granos por parte de los animales (menos de un 30% es aprovechado). Esto ha conducido a una transferencia unidireccional de nutrientes a gran escala desde las zonas agrícolas a áreas de producción animal, atravesando cuencas e incluso fronteras políticas, lo que ha ampliado drásticamente el énfasis de las estrategias de manejo de cuencas (figura 1). Como resultado de esto, los excedentes de P potenciales son mayores en áreas de producción animal de engorde a corral, que en áreas de producción agrícola. A medida que aumenta la intensidad de la producción animal en las cuencas, más P debe ser reciclado, aumentan los excedentes de P (ingresos-egreso) y los niveles de P en suelo, lo que tiende a aumentar el riesgo general de pérdida de P por escurrimiento superficial (Pote et al., 1996; Haygarth et al., 1998; Sharpley, 2000; Torbert et al., 2002; Daverede et al., 2003; Withers et al., 2003).

El destino del P en la agricultura se representa en la figura 2. Diversos factores de suelo y del cultivo influyen en la captación de P por parte de las plantas, entre ellos: la capacidad de absorción de P del suelo, el tipo de cultivo, el método y dosis aplicada del P y el manejo del suelo (Pierzynski and Logan, 1993; Sims y Sharpley, 2005). La pérdida de P por lixiviación generalmente es mayor en suelos arenosos, orgánicos o que tienen baja capacidad de adsorción de P; y en suelos con importantes vías de flujo preferencial de agua (Sharpley y Syers, 1979; Bengtson et al., 1988; Sims et al., 1998) (figura 2). El trans-

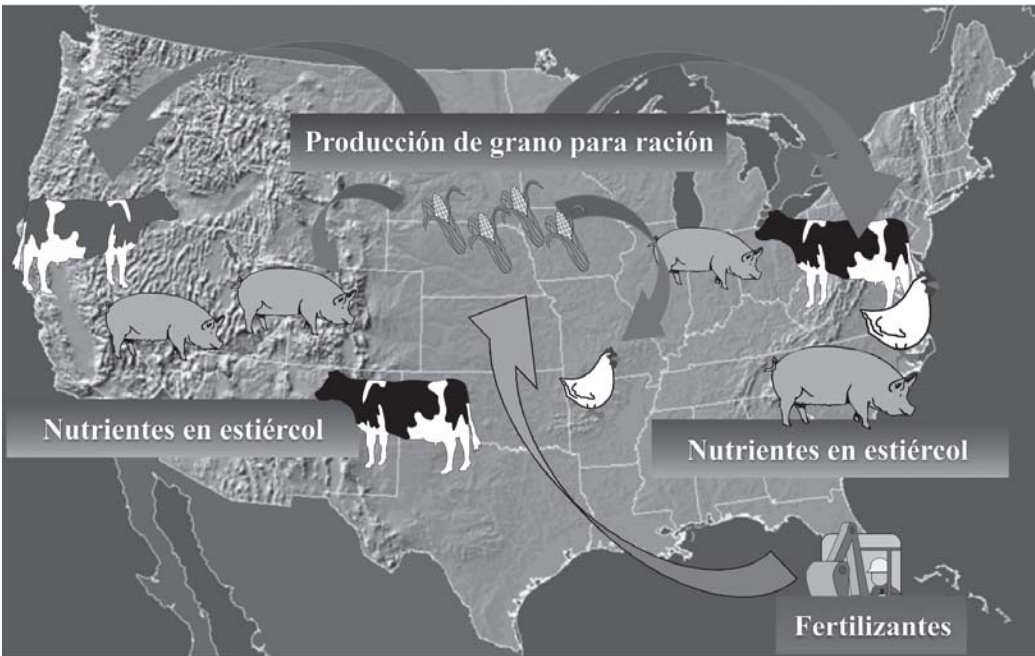


Figura 1. Los sistemas de producción de granos y de producción animal se han desarrollado en áreas separadas espacialmente llevando a la acumulación localizada de nutrientes en el estiércol.

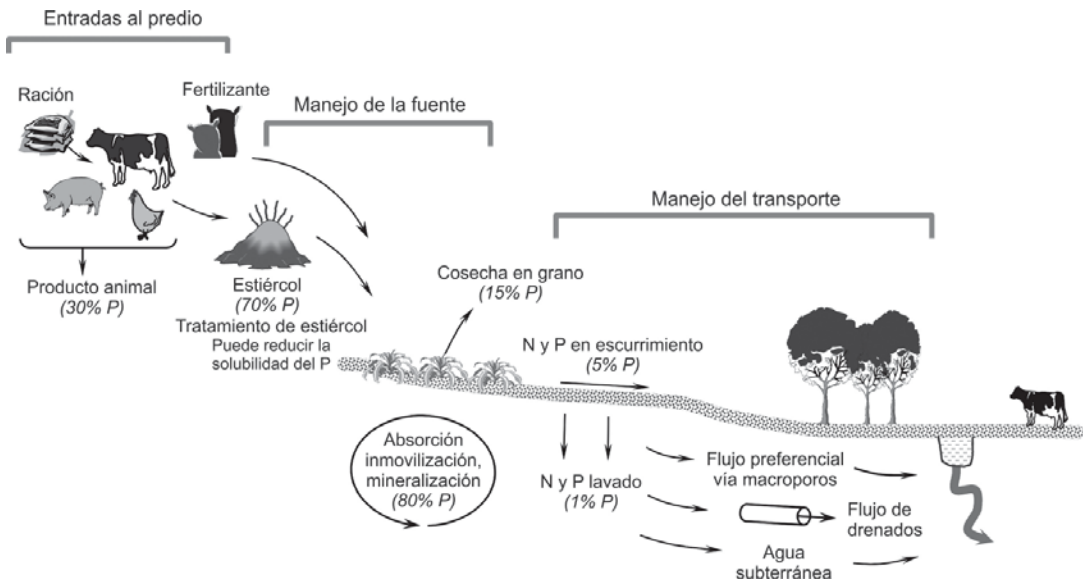


Figura 2. Factores que afectan los ciclos del N y del P en la agricultura, representando su potencial impacto en la calidad del suelo, agua y aire. Los números entre paréntesis están basados en una aproximación del balance de nutrientes en un sistema de producción relativo a los ciclos del N y del P como porcentaje de los ingresos y la carga relativa de N y P como un porcentaje de los ingresos de fertilizante o estiércol (Nutrient use and land management) (adaptado de Bouwman y Booij, 1998; Duxbury et al., 1993; Howarth et al., 2000; Sims y Sharpley, 2005).

porte de P en general es mayor en el escurrimiento superficial que en el flujo subsuperficial. Esto depende de: la dosis, tiempo y método de aplicación de P; tipo de fertilizante o estiércol aplicado; cantidad de lluvias y tiempo transcurrido después de la aplicación, y de la cobertura del suelo.

Análisis de P en suelo y relación con el escurrimiento de P

A principios de la década del 90, dada la carencia de estándares de calidad de agua e investigación científica orientada a la minimización de la eutrofización, varios estados recomendaron umbrales (niveles límite) para los análisis de P en suelo (STP, por su sigla en inglés) para limitar la pérdida de P por escurrimiento superficial. Las interpretaciones ambientales de los resultados de los STP deben realizarse con precaución, ya que los niveles que fijan estos análisis (ej. bajo, medio, óptimo y alto) fueron generados en base a la respuesta de los cultivos a la aplicación de P. En algunos casos simplemente se

extendieron los niveles usados en la interpretación de la respuesta de cultivos. Si el STP estaba por encima de los niveles de respuesta, se consideraba que había excedido las necesidades del cultivo, y, por lo tanto, existía la posibilidad de que el agua de escurrimiento se enriqueciera con P (figura 3).

Sin embargo, dos factores son críticos en el debate sobre cómo usar los STP en evaluaciones de riesgo ambiental. En primer lugar, la brecha existente entre los umbrales de P en suelo para cultivos y los umbrales de P para el ambiente que se ven reflejados en el tipo de extractante utilizado para el STP, ácido o básico (ej. tests de Mehlich, Bray, Olsen) y por agua (ej. lo que simula la extracción de P del suelo por el agua de escurrimiento) (figura 3). Segundo, el P en suelo es solo uno de los factores que influyen en el potencial de pérdida de P, por lo tanto, el STP no debería usarse como único criterio en la planificación y la gestión del P.

Las investigaciones basadas en experimentos de campo han proporciona-

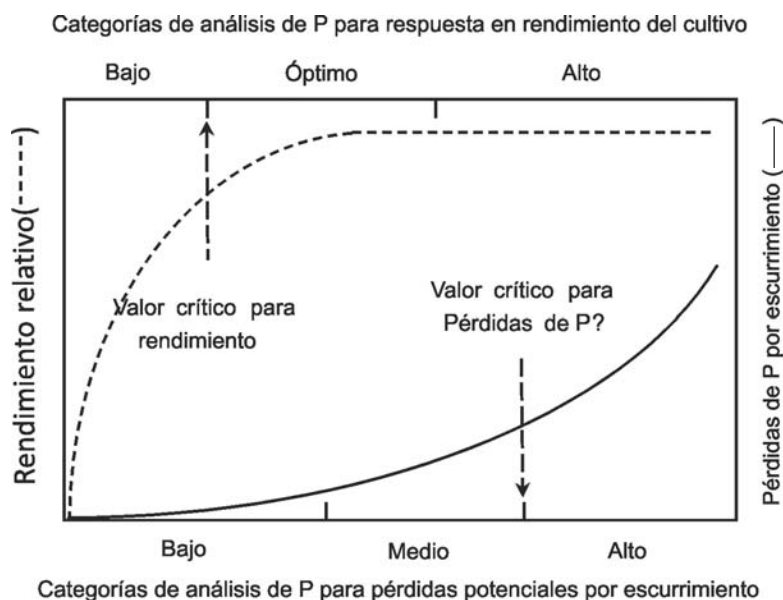


Figura 3. A medida que el P en suelo aumenta, se incrementa el rendimiento del cultivo así como el potencial de pérdida de P por escurrimiento superficial. El intervalo entre el valor crítico de P en suelo para rendimiento y escurrimiento de P es importante para el manejo del P.

do datos que sugieren que el análisis de P extraído con agua como un análisis de suelo ambiental, que es independiente del tipo de suelo, es útil para predecir el potencial de un suelo de enriquecer con P el agua de escurrimiento (Pote et al., 1996; McDowell y Sharpley, 2001). La extracción de P del suelo con agua está estrechamente relacionada con la interacción entre la superficie de suelo y la lluvia y la liberación de P hacia el agua de escurrimiento, de la misma manera que lo hacen los extractantes (ácidos o básicos) en los STP. Pote et al. (1999a, 1999b), Hooda et al. (2000), Torbert et al. (2002), Andraski y Bundy (2003), Andraski et al. (2003), y Daverede et al. (2003), indican que la extracción de P con agua está estrechamente relacionada con el P disuelto en el agua de escurrimiento, tanto en áreas de pasturas como en áreas bajo cultivo, a un nivel de significancia similar e incluso superior a la relación que muestran STP como Bray-1 y Mehlich-3 (Vadas et al., 2005). Cada vez más los investigadores están utilizando agua como extractante del P del suelo en lugar de datos de escurrimiento en estudios con el objetivo de comparar efectos agronómicos y ambientales.

Diversos trabajos han encontrado un cambio o punto de inflexión en la relación entre STP y la concentración de P en agua de escurrimiento y flujo subsuperficial de lixiviación. Uno de los primeros en publicar esto fue Heckrath et al. (1995), quienes encontraron que el STP (medido como P Olsen) $>60 \text{ mg.kg}^{-1}$ en la capa arada de suelos franco limosos, era lo que aumentaba drásticamente la concentración de P disuelto en las vías de flujo preferencial de agua ($0,15$ a $2,75 \text{ mg.L}^{-1}$). Postularon que este nivel, que está muy por encima de lo que necesitan los principales cultivos para rendimientos óptimos, (alrededor de 20 mg.kg^{-1} (Ministry of Agriculture, Food and Fisheries, 1994), es un punto de inflexión crítico por encima del cual el

movimiento potencial de P en los drenajes aumenta en gran medida. Posteriormente, Maguire y Sims (2002a) encontraron que el STP estimado por agua, $0,01 \text{ M.CaCl}_2$, o extracción Mehlich3 estaba relacionado con P disuelto en lixiviados provenientes de columnas intactas de 20 cm de suelo de la Península Delmarva. Se obtuvieron puntos de inflexión de $1,86$; $1,6$, y 181 mg.kg^{-1} en agua, CaCl_2 , y Mehlich 3-P, respectivamente, con pendientes de las relaciones entre P suelo y P disuelto cinco veces mayores por encima y por debajo del punto de inflexión para agua, siete veces para CaCl_2 , y 41 veces para Mehlich-3 P (Maguire y Sims, 2002a). Bond et al. (2006) encontraron un punto de inflexión de P medido con Mehlich-3 de 115 mg.kg^{-1} usando P extractable con agua como indicador de concentración potencial de P en lixiviados de varios suelos de Carolina del Norte. Estos y otros puntos de inflexión se listan en el cuadro 1.

Otro método, utilizado para determinar umbrales ambientales de P en el suelo, es la estimación del grado de sorción-saturación de P (DPS, degree of P sorption saturation), que se basa en la premisa de que la saturación de P en los sitios de sorción para un suelo determina el P liberado (factor de intensidad) así como el nivel de P en el suelo (factor de capacidad) (Breeuwsma y Silva, 1992; Kleinman y Sharpley, 2002). Por ejemplo, suelos con resultados de STP similares pueden tener diferente capacidad para liberar P al agua de escurrimiento, basado en el hecho de que el P está unido más fuertemente en suelos arcillosos que en suelos arenosos (Sharpley y Tunney, 2000). La sorción-saturación de P puede representar la capacidad de un suelo de secuestrar más P del aplicado y consecuentemente enriquecer con P el agua de escurrimiento (Schoumans et al., 1987; Lookman et al., 1996). El agregado de P a un suelo con alto DPS puede enrique-

Cuadro 1. Valores de punto de inflexión, publicados por diferentes autores, para la relación entre P en suelo estimado por STP (análisis de P en suelo) (x) y P estimado en escurrimiento o lixiviado (y).

Referencia	Sitio	Observaciones	P en suelo estimado (x)	P perdido en escurrimiento o lixiviación (Y)	Punto de inflexión	Pendiente de la regresión	
						Antes	Después
Análisis de P en suelo estimado, mg.kg ⁻¹							
Bond et al. (2006)	North Carolina	25	Mehlich-3	P en suelo Soluble en agua	115	0,02	0,2
Heckrath et al. (1995)	England	~33	Olsen P	P disuelto en lixivado	56	-	-
Jordan et al. (2000)	N. Ireland	42	Olsen P	P disuelto en escurrimiento	22	0,001	0,048
	England	43	Olsen P	P disuelto en lixivado	35	-	-
McDowell and Sharpley (2001)	Pennsylvania	75	Mehlich-3	P disuelto en escurrimiento	185	-	-
				P disuelto en lixivado	193	-	-
				Water	8,6	0,025	0,12
Maguire and Sims (2002a)	Delmarva Peninsula	105	0,01 M CaCl2	P disuelto en lixivado	8,6	0,034	0,25
			Mehlich-3		181	0,0003	0,0124
Sims et al. (2002)	Delaware	120	Mehlich-3	P disuelto en lixivado	235	0,0023	0,0147
Grado de Saturación de P en suelo (DPS) %							
Butler and Coale (2005)	Beltsville, MD	40	Oxalate	P en suelo Soluble en agua	34	0,11	0,61
	Poplar Hill, MD	40	Oxalate	P en suelo Soluble en agua	25	0,04	0,8
	Queenstown, MD	40	Oxalate	P en suelo Soluble en agua	30	0,07	1,1
	Upper Marlboro, MD	40	Oxalate	P en suelo Soluble en agua	28	0,1	0,79
Casson et al. (2006)	Alberta	47	Mehlich-3	P en suelo Soluble en agua	3-44	-	-
Hooda et al. (2000)	England	320	Oxalate	P en suelo Soluble en agua	10	-	-
Maguire and Sims (2002b)	Delaware	105	Oxalate	P disuelto en lixivado	56	0,0026	0,108
Nair et al. (2004)	Florida	69	Mehlich-3	P en suelo Soluble en agua	16	0,06	0,201
Nelson et al. (2005)	North Carolina	60	Oxalate	P en suelo Soluble en agua	45	0,001	0,14
				P disuelto en agua de escurrimiento	0,13	0,024	4,33
Sims et al. (2002)	Delaware	120	Mehlich-3	P disuelto en lixivado	0.2	0.0098	28.44

cer con P el agua de escurrimiento más que si se le agrega P a un suelo con bajo DPS, independientemente del resultado del STP de ambos suelos (Sharpley, 1995a; Leinweber et al., 1997). Los métodos tradicionales para estimar el DPS en suelos se han basado en métodos que no se realizan comúnmente en laboratorios de análisis suelos como es la extracción con oxalato de amonio en oscuridad (ej. Shoumans y Breeuwsma, 1997) y la confección de isotermas de P (ej. Sharpley, 1995b). Investigaciones recientes muestran que, para suelos ácidos, el DPS puede ser estimado de manera fiable a través del

método Mehlich-3 con extractantes Al y Fe (componentes primarios en la sorción de P) y P (Beauchemin y Simard, 1999; Kleinman y Sharpley, 2002; Nair y Graetz, 2002). Se ha encontrado que los cambios en los puntos de inflexión de DPS, por encima de los cuales la concentración de P en el agua de escurrimiento o liberado al agua del suelo se incrementa, están en el rango de 15 a 56% para varios estudios que se muestran en la cuadro1.

En síntesis, la identificación de cambios o puntos de inflexión en la relación entre el STP y escurrimiento de P apoyaron la existencia de un umbral de STP,

por encima del cual la liberación de P del suelo al agua de escurrimiento es mayor que por debajo del mismo. Sin embargo, muchos estudios no han encontrado dicho punto de inflexión umbral, lo que limita su uso en la definición de un límite o umbral ambiental superior de P en suelos. Lo mismo ocurre con el DPS, no siempre se obtienen puntos de inflexión y el uso de valores derivados de extracciones con oxalato o Mehlich-3, limitan la aplicación de este método a suelos no calcáreos, donde las reacciones y química del P están dominadas por compuestos de Al y Fe presentes en el suelo. Nuevamente, esto limita el uso de una aproximación con DPS a lo largo de Estados Unidos que abarque suelos calcáreos y dominados por reacciones de Ca.

Evaluación del riesgo de pérdida de P

El transporte de N y P en cuencas agrícolas depende en gran medida de la coincidencia de fuentes (suelo, cultivo, y manejo) y factores de transporte (escurrimiento, erosión y proximidad a un curso o cuerpo de agua) (figura 3). Las fuentes se relacionan con cuencas hidrográficas con alto potencial de contribución a la exportación de N y P. En el caso de N, las cantidades aplicadas que exceden los requerimientos de los cultivos, se pueden lixiviar desde el perfil del suelo con el agua de percolación. En el caso del P, las áreas fuente a menudo están espacialmente confinadas y limitadas en extensión, lo que en general refleja el estatus de P del suelo e ingresos de P por fertilizantes y estiércol (Gburek y Sharpley, 1998; Pionke et al., 2000). Este conocimiento forma la base científica de las herramientas de evaluación del riesgo de pérdida de P, como el índice de P (Lemunyon y Gilbert, 1993). Se puede encontrar más información sobre el enfoque de índice de P para evaluar riesgo de pérdida del nu-

triente en Osmond et al. (2006 y 2012) y Sharpley et al. (2003 y 2012b).

Los factores de transporte determinan si las fuentes de nutrientes se convierten en pérdidas de estos nutrientes. El transporte de N desde suelos agrícolas generalmente se da a escala de cuenca. Los factores de fuente tienden, por lo tanto, a gobernar la magnitud de N que se pierde, mientras que los factores de transporte guían el retraso causado por la percolación a través de las capas de suelo. El N que se pierde en suelos agrícolas, depende del balance entre el N aplicado (cantidad, tiempo y forma de N) y la remoción por parte del cultivo. La tasa de pérdida de N por lixiviación (factor de transporte) depende de las propiedades del suelo (principalmente textura y permeabilidad) y la cantidad de agua disponible para el drenaje a través del perfil del suelo (precipitación y riego).

El transporte de P ocurre generalmente desde áreas hidrológicamente activas, de las cuencas donde el escurrimiento superficial contribuye al caudal, y coincide con áreas de suelos con alto contenido de P (Gburek et al., 1996; Gburek y Sharpley, 1998). Por ejemplo, Pionke et al. (1996) encontraron que el 90% del P exportado anualmente ($0,63 \text{ kg}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) desde la zona centro sur de la cuenca de Pennsylvania ocurre durante tormentas que generan escurrimiento superficial en áreas saturadas que se extienden por más de 60 metros, desde el canal del curso de agua, y que a su vez representa solo el 10% del escurrimiento anual. Mientras que solo el 20% del nitrato exportado se asocia a eventos de tormentas, el restante 80% es exportado por el caudal de base ($6 \text{ kg}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), que proviene desde amplias áreas de recarga de la cuenca. Incluso en regiones donde dominan las vías de flujo subsuperficial, las áreas que contribuyen con P al drenaje de agua están restringidas a suelos con



alta saturación de P y conectividad hidrológica con la red de drenaje. Por ejemplo Schoumans y Breeuwsma (1997), encontraron que suelos con alta saturación de P, contribuyen sólo con el 40% del total de la carga del nutriente, mientras que otro 40% proviene de áreas donde los suelos tienen una moderada saturación de P, pero con algún grado de conectividad hidrológica con la red de drenaje.

En Estados Unidos, una herramienta de evaluación de sitios, denominada índice de P, fue propuesto en 1993 y eventualmente adoptado por el Departamento de Agricultura y Conservación de Recursos Naturales (U.S. Department of Agriculture's Natural Resource Conservation Service (NRCS)) como práctica estándar para el manejo de nutrientes (ej. el NRCS 590 Standard). El índice de P fue diseñado para identificar y clasificar áreas críticas de pérdida de P basada en factores sitio específicos (P en el suelo, tasa, método y tiempo de aplicación, y tipo de P aplicado) y factores de transporte (escurrimiento, erosión y proximidad a los cursos de agua) (Lemunyon y Gilbert, 1993). La ventaja principal del Índice de P es que permite enfocar las medidas de manejo a áreas críticas donde coinciden el alto contenido de P del suelo y un alto potencial de transporte. Esta aproximación es muy diferente a las que se basan únicamente en la concentración de P en el suelo. Sin embargo, requiere más información del sitio y de las condiciones de transporte. Los índices de P identifican con mayor fiabilidad fuentes no puntuales de P agrícola y proveen opciones de remediación y medidas de manejo más flexibles y rentables.

Actualmente, 47 estados de Estados Unidos han adoptado el Índice de P como una herramienta de evaluación de sitios para identificar áreas fuente críticas y para orientar las prácticas de remediación (Sharpley et al., 2003). Además, se han creado y propuesto dife-

rentes versiones del Índice de P para varias provincias canadienses y países escandinavos (ej. Finlandia, Noruega y Suecia). Las diferentes versiones del Índice de P han surgido para tener en cuenta características locales de topografía, hidrología, suelo y usos de suelo y condiciones políticas; esto ha llevado a que se generen diferencias en las recomendaciones de manejo del P a partir del uso este índice. El estudio de 12 índices de P de diferentes estados del sur de Estados Unidos reveló grandes diferencias en la forma en la que el índice clasifica la vulnerabilidad de pérdida de P, incluso en estados vecinos (Osmond et al., 2006). Las diferencias en las recomendaciones de manejo derivadas para los mismo sitios, radica en que hay variaciones entre medidas de manejo, desde medidas no restrictivas (mantención del status quo o manejo basado en N) a recomendaciones de acciones de remediación más restrictivas (no permitiendo la aplicación de P). Además de a la ausencia de coordinaciones en las zonas limítrofes (entre estados) para el desarrollo del Índice de P, estas diferencias se pueden atribuir a la escasez de datos que permitan validar y justificar las versiones del Índice de P de cada estado. Algunos estados han propuesto rigurosas validaciones del Índice de P, o calibraciones cuantitativas de sus componentes, utilizando simuladores de lluvia y unidades fuente de las cuencas (Delaune et al, 2004; Harmel et al., 2005; Butler; et al., 2010). Sin embargo, algunos estados no han tenido los recursos, habilidad, o motivación para probar las versiones alternativas que han promulgado. Las diferencias en el estado de desarrollo del Índice de P, también se deben a la naturaleza compleja de las áreas fuente y la dificultad para su identificación.

La lección de Osmond et al. (2006), junto con un pobre entendimiento del índice de P e impaciencia con respecto a la lenta tasa de mejora de la calidad

de agua, luego de la implementación del índice de P, han culminado en una revisión del estándar estadounidense de manejo de nutrientes, el Estándar NRCS 590. En regiones donde el manejo de P ha sido altamente politizado (ej. Chesapeake Bay Watershed), han habido propuestas para suplantarlo con directrices de manejo basadas solo en aspectos del suelo, que son más fáciles de entender para la población. Estas propuestas fuerzan resultados más restrictivos en la evaluación de sitios, lo que se ha utilizado para dirigir la exportación de estiércol a otras regiones, pero han tenido poco que ver con la esencia del índice mismo, que incluye al P del suelo como principal factor «fuente».

Actualmente muchos índices de P estatales en Estados Unidos están siendo revisados para considerar algunas de las limitantes mencionadas anteriormente. Además, ha habido un cambio hacia el desarrollo de nuevas versiones del índice de P que estimen cargas de P en aguas de escurrimiento. Un número creciente de estados (Iowa, Oklahoma, Wisconsin y Texas) han dado a conocer herramientas que estiman cambios en las cargas de P a nivel de predial (edge-of-field) o a nivel de cuencas con escenarios de manejo alternativo. Dichas herramientas de predicción de cargas informan directamente los resultados potenciales en calidad de agua resultantes de cambios de manejo ($\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) y son demandados por agencias y usuarios enfocados en la enumeración de resultados de manejo de cuencas. Sin embargo, sus críticos argumentan que la precisión de las predicciones de carga desmiente la incertidumbre en las estimaciones, y que, como mínimo, no son escalables entre sitio y cuenca.

Grandes avances se han hecho para representar la disponibilidad de fuentes de P en el índice de P, incluso revelando fallas en las rutinas de P establecidas usadas por la mayoría de los modelos

destino-transporte (ej. Vadas et al., 2007). Sin embargo, la representación de los procesos de transporte ha sido más imprecisa. La cuantificación del flujo, un requisito para la estimación de la carga de P, requiere modelos robustos que puedan conciliar procesos a nivel de sitio, paisaje y, dependiendo de la escala de inferencia, cuencas hidrológicas. Por lo tanto, el debate persiste sobre la conveniencia de usar índices de P para predecir pérdidas a nivel de predio (edge-of-field).

Mientras los índices de P evolucionan a herramientas de estimación de carga, es inevitable que sean aplicados en la tarea de reconciliar los umbrales de calidad de agua, con las opciones de manejo de cuencas. Uno de los primeros pasos en este proceso, es determinar si la herramienta debería estimar cargas de P ($\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) o concentraciones ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Esta determinación requiere insumos de científicos y políticos por igual. En Estados Unidos, las reglamentaciones de la Ley del Agua Limpia (Clean Water Act) para cuencas deterioradas, se basan en asignaciones de carga para usos de suelo particulares. Por lo tanto, la estimación de cargas de P tiene sentido desde el punto de vista de la convención regulatoria. Sin embargo, los umbrales de respuesta trófica generalmente están atados a las concentraciones en un cuerpo de agua. Por ejemplo, en la región fría y seca de praderas de Canadá, Salvano y Flaten (2006) encontraron rangos de P promedio de tan solo 0,02 a 0,16 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ en 14 cuencas regionales. Estas cargas son muy bajas, a pesar de que las concentraciones de P en aguas superficiales estaban muy por encima de los umbrales de eutrofización (desde 0,05 a 0,38 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). En segundo lugar, los umbrales interpretativos para determinar el grado de cambio de manejo requerido para un área crítica, deberían considerar el objetivo general de carga de P o concentraciones en la cuenca.



PONIENDO EN PRÁCTICA LA INVESTIGACIÓN SOBRE TRANSPORTE Y DESTINO DEL P

Manejo de la fuente

La planificación cuidadosa del manejo de nutrientes sitio a sitio, es el componente más importante de todo plan de acción, para minimizar el riesgo de la pérdida de nutrientes desde áreas agrícolas (cuadro 2 y figura 2). Esto es lo

que persigue la aproximación de manejo de nutrientes «4Cs» (en inglés, «4 Right») que consiste en el agregado de P a una dosis correcta (Right Rate) para las necesidades del cultivo, utilizando la fuente correcta (Right Source), en el momento correcto (Right Time) y en el lugar correcto (Right Place) (figura 4). Dicha aproximación ha sido adoptada por la International Fertilizer Association (2009) y el International Plant Nutrition Institute (2014).

Cuadro 2. Buenas prácticas de manejo para minimizar la pérdida de nutrientes desde suelos agrícolas.

Práctica	Descripción	Impacto en pérdida de	
		P	N
Ingresos al predio			
Cultivos híbridos	Maíz de bajo ácido fítico reduce el P en el estiércol	Disminuye	Neutral
Aditivos alimentarios	Enzimas que incrementan la eficiencia de utilización de nutrientes por parte de los animales	Disminuye	Disminuye
Suplementos alimentarios	Ajuste de los requerimientos nutricionales de los animales	Disminuye	Disminuye
Manejo de la Fuente			
Requerimientos del cultivo	Aplicaciones de nutrientes basados en las necesidades de N y/o P del cultivo	Disminuye	Disminuye
Test de N previo a la aplicación al costado (Pre-sidedress N Test)	PSNT puede ayudar a ajustar las aplicaciones fraccionadas de N	Neutral	Disminuye
Análisis de P en suelo	Aplicación de nutrientes basados en el P disponible en el suelo	Disminuye	Neutral
Análisis de tejidos	Adaptación de aplicaciones de N a las necesidades del cultivo	Neutral	Disminuye
Cultivos de cobertura / residuos	Si son cosechados pueden reducir los nutrientes residuales del suelo	Disminuye PT Incrementa PD	Disminuye
Manejo sitio específico	Uso de GIS y GPS para aplicar y manejar los nutrientes	Disminuye	Disminuye
Método de aplicación	Incorporado, localizado o inyectado al suelo	Disminuye	Disminuye
Tasa de aplicación	Ajustada a los requerimientos de los cultivos	Disminuye	Disminuye
Fuente de aplicación	La fuente puede diferir en la disponibilidad de P y N	Disminuye	Disminuye
Tiempo de aplicación	Evitar la aplicación sobre suelos congelados Aplicar durante temporadas con baja probabilidad de escurrimiento	Disminuye	Disminuye
Manejo del transporte			
Laboreo conservacionista	El laboreo reducido o sin laboreo incrementa la infiltración y reduce la erosión del suelo	Disminuye PT	Disminuye NT
		Incrementa PD	Incrementa NO ₃
Franjas de cultivo, laboreo en contorno, terrazas	Reduce el transporte de nutrientes unidos a sedimentos	Disminuye PT	Disminuye TN
		Neutral PD	Neutral NO ₃
Mantener la cobertura	Una cobertura vegetal permanente incrementa la infiltración del agua en el suelo y su capacidad de retención	Disminuye	Disminuye
Invertir suelos estratificados	Redistribución del P en superficie a través del arado o inversión	Disminuye	Neutral
Zonas buffer, vegetación riparia, áreas de humedales, cobertura de desagües	Remueve sedimentos unidos a nutrientes y favorece la desnitrificación	Disminuye PT	
		Neutral PD	Disminuye
Tratamiento del área crítica de la fuente	Objetivo: fuente de nutrientes en una cuenca para remediación	Disminuye	Disminuye

NT: N total, NO₃: Nitrato, PT: P total P, PD: P disuelto.

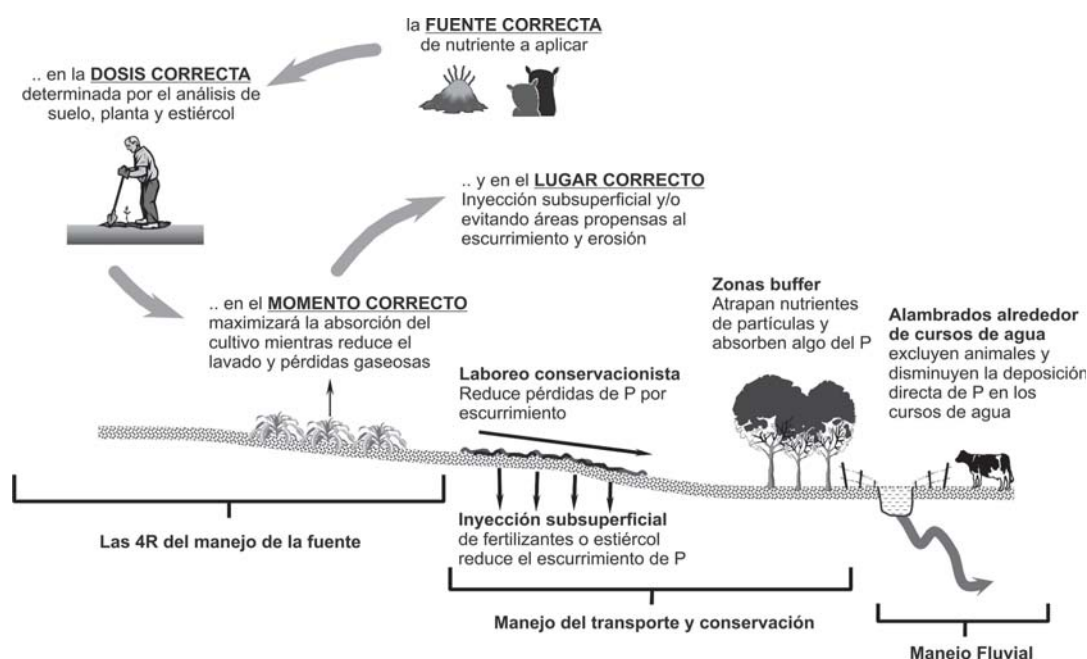


Figura 4. Las «4C» del manejo y conservación de fósforo en sistemas de producción agrícola.

La dosis correcta (The Right Rate)

Las dosis de aplicación de fertilización fosfatada, usualmente se establecen en función de las necesidades del cultivo y son modificadas por la cantidad de P que ya está en el suelo, determinada por métodos de análisis de P establecidos. En el caso de fertilizantes comerciales de P, las aplicaciones pueden ser adaptadas para satisfacer las necesidades del cultivo y minimizar la acumulación excesiva de P en suelo, ya que existe un incentivo económico para evitar la aplicación excesiva de fertilizante.

La fuente correcta (The Right Source)

Los nutrientes de los fertilizantes pueden ser formulados para cubrir las necesidades de los cultivos, sin embargo, el estiércol tiene más P que N en comparación con las necesidades de los cultivos. Por ejemplo, la relación N: P en estiércol (2 a 4: 1) es tres a cuatro veces más baja que la captada por los principales cultivos de grano (8: 1). Como resultado, cuando se aplica es-

tiércol para suplir las necesidades de N de los cultivos anuales, se aplica tres a cuatro veces más P de lo que necesitan las plantas.

Para hacer frente a esto, se necesita mayor intercambio de información y coordinación entre investigadores, asesores agrícolas y consultores de fertilizantes, para aumentar el conocimiento y disponibilidad de diferentes formulaciones de fertilizante. El conocimiento sobre el rango de formulaciones de nutrientes comercialmente disponibles para los productores, puede ayudarlos a adaptar las aplicaciones de N, P y K a las necesidades del cultivo y lo que ya hay en suelo disponible para ser absorbido por las plantas.

El momento correcto (The Right Time)

Muchos estudios muestran que la pérdida de P en aguas de escurrimiento se relaciona directamente con el momento de la aplicación del P (Dampney et al., 2000; Sims y Kleinman, 2005; Sharpley et al., 2007). Evitar las aplicaciones los días previos a eventos de llu-

via pronosticados puede minimizar las pérdidas por escurrimiento debido a la adsorción de P al suelo. Varios estudios presentan, por ejemplo, reducciones en las pérdidas de N y P a medida que aumenta el lapso entre la aplicación de estiércol y un evento de escurrimiento superficial (Westerman et al., 1983; Daniel, 1993; Edwards y Sharpley, 1997; Djodjic et al., 2000). Estas reducciones pueden ser atribuidas a la reacción del P aplicado con el suelo y a la dilución del P aplicado en el agua de lluvia infiltrada que no escurrió superficialmente. Sin embargo, la planificación de las aplicaciones de P para evitar los momentos del año cuando el riesgo de escurrimiento por lluvias es mayor, debe considerar aportar nutrientes cuando la absorción por las plantas es más activa.

El lugar correcto (The Right Place)

Debido a la relativa inmovilidad del P en el suelo, la aplicación del fertilizante con P generalmente es más crítica para la disponibilidad de la planta que en el caso del fertilizante con N. La incorporación de estiércol en el perfil del suelo, ya sea por laboreo en superficie o sub-superficial, reduce el escurrimiento potencial de P. Por ejemplo, Mueller et al. (1984) demostraron que la incorporación de estiércol de tambo con arado de cincel redujo 20 veces las pérdidas totales de P en aguas de escorrentía de maíz, en comparación con áreas sin laboreo que recibieron aplicaciones superficiales.

Conservación y manejo del transporte de nutrientes y sedimentos

El manejo del transporte se refiere a los esfuerzos por controlar el movimiento de P de suelos a sitios sensibles como cuerpos de agua dulce (cuadro 2 y figura 2). La pérdida de P por escurrimiento superficial y erosión, puede ser reducida con prácticas de laboreo conservacionistas y manejo de los residuos

de cultivo, fajas de protección, zonas «riparias», terrazas, laboreo en contorno, cultivos de cobertura y embalses o estanques. Estas prácticas tienden a reducir el impacto de la lluvia sobre la superficie del suelo, reducen el volumen y la velocidad del escurrimiento, y aumentan la resistencia del suelo a la erosión. Sin embargo, ninguna de estas medidas debería ser tomada como única o principal práctica para reducir el escurrimiento de P.

La adopción de medidas de conservación ha sido aconsejada en muchas áreas. En Estados Unidos por ejemplo, las situaciones de hipoxia en el Golfo de México han promovido una iniciativa a gran escala para implementar prácticas de conservación en la cuenca del Río Mississippi (Dale et al., 2010). Hacia esta cuenca drena el 41% de superficie de Estados Unidos (más de 3.244.000 km²). Por lo tanto, las fuentes de P, espacialmente expansivas y las contribuciones relativas de municipios, industrias, y la agricultura, crean complejidades sistémicas que no deberían limitar la acción de una sola entidad. Estimaciones recientes de modelos (USGS-SPARROW; Alexander et al., 2008) sugieren que más del 85% del P y N que entra en el Golfo de México tiene origen agrícola. Las agencias gubernamentales encargadas de la implementación y conformidad de los programas de conservación usaron estas estimaciones de modelos para priorizar la asignación de fondos compartidos para la conservación bajo la Iniciativa Cuenca del Río Mississippi Saludable 2009 (320 millones de USD en 5 años) en 41 de las principales sub-cuencas contribuyentes de 13 estados a lo largo del corredor del Río Mississippi (U.S. Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service, 2009). Un aspecto único de este programa ha sido la provisión de incentivos financieros a productores agrícolas para realizar monitoreo edge-of-field (monitoreo a nivel de predio)

para cuantificar la efectividad de las prácticas de conservación, para reducir el escurrimiento de nutrientes. Estas iniciativas han sido muy exitosas en lograr la implementación de sistemas de conservación, en una gran superficie de tierras agrícolas, para ayudar a los agricultores a enfrentar los problemas de calidad de agua. Sin embargo, se necesita un marco transparente para documentar y verificar prácticas de conservación en terreno, para asegurar que los agricultores están acreditados con reducciones precisas.

Enfoque del Programa *Discovery Farm*

Si bien son muchas las fuentes de nutrientes, la contribución de la agricultura, en particular de la ganadería intensiva y la agricultura intensiva, ha recibido mayor atención en cuanto a los intentos de reducir el aporte de nutrientes (U.S. Environmental Protection Agency, 2010). Esta atención está basada en encuestas y modelos recientes que sugieren que la agricultura sigue siendo una de las principales contribuyentes de nutrientes a las aguas superficiales y, por lo tanto, de su deterioro (U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service, 2010). Por ejemplo, las estimaciones de un modelo reciente sugieren que más del 85% del P y N que entra al Golfo de México es originado por la agricultura (Alexander et al., 2008). Si bien esas estimaciones están basadas en modelos de gran escala para la cuenca del río Mississippi, existen pocos estudios a escala de predio sobre la pérdida de P y N desde sistemas agrícolas en dicha cuenca, sobre todo de estados con una gran producción agrícola, como Arkansas y Mississippi (el valle aluvial del bajo Mississippi; Dale et al., 2010; U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service, 2010; Kröger et al., 2012). Esto lleva a que exista una gran presión sobre los productores agrícolas

para que minimicen las pérdidas de nutrientes y sedimentos, que se asocian a problemas globales de calidad de agua (Boesch et al., 2001; Rabalais et al., 2001; Richards et al., 2009 y 2010). Los problemas locales de calidad de agua en Arkansas han generado presiones adicionales sobre los productores que los obligan a defender sus prácticas de manejo y documentar los beneficios de las prácticas que ya realizan. Los posibles impactos sobre la calidad del agua generada por las prácticas productivas de la agricultura se han vuelto controversiales y han generado un problema «emocional» entre los productores agrícolas que sienten que son injustamente acusados. A partir de estas presiones se desarrolló, hace 10 años en Wisconsin, el Programa «Discovery Farm» (Stuntebeck et al., 2011 y <http://www.uwdiscoveryfarms.org/Home.aspx>). Actualmente cuatro estados de los Estados Unidos (Arkansas, Iowa, Minnesota y North Dakota) han desarrollado programas similares, basados en el modelo de Wisconsin.

El Programa Arkansas Discovery Farm (ADFP por sus siglas en inglés) es un programa ambiental de investigación y demostración impulsado por los productores y otras partes interesadas. Consta de un extenso sistema de monitoreo de la calidad del agua, con equipamiento y protocolos instalados en predios agrícolas, que permite documentar el impacto ambiental e investigar potenciales prácticas alternativas para reducir los impactos de la agricultura. El objetivo general del programa es documentar las prácticas sostenibles y viables para que los sistemas productivos sean rentables y a la vez ambientalmente amigables. Los objetivos del programa, son:

1. Guiar la investigación y el monitoreo en los predios agrícolas para evaluar la necesidad y la eficacia de mejores prácticas de manejo (BPM).

2. Registrar y documentar las reducciones en la pérdida de nutrientes, sedimentos y la conservación del agua en los predios, para apoyar la planificación del manejo de nutrientes y la administración de los predios.
3. Desarrollar y promover programas educativos a partir de experiencias prediales que ayuden a los productores a lograr sus objetivos productivos y ambientales, en apoyo de la producción sustentable.

El registro de los impactos ambientales de los sistemas agrícolas y la evaluación de la eficacia y rentabilidad de las prácticas alternativas, permitirá acortar la brecha de conocimiento que evita que los productores, gestores de recursos naturales y tomadores de decisión, puedan realizar acciones efectivas para asegurar la sustentabilidad económica y ambiental. El ADFP, así como la formación

de asociaciones fuertes, tiene el potencial de afectar una extensa área agrícola en toda la cuenca del Mississippi.

Este programa actualmente cuenta con nueve núcleos/establecimientos (ADFs) en cuatro regiones agrícolas diferentes del estado (figura 5 y cuadro 3). Los principales sistemas de producción en Arkansas están representados e incluyen la ganadería (engorde de aves de corral, pastoreo de ovejas) en la zona noroeste y empresas de producción agrícola en la zona sureste.

Metodología de campo

Solamente se utilizan los establecimientos que reflejan los sistemas agrícolas típicos donde se realiza el monitoreo edge-of-field, allí se determina el volumen de escurrimiento, así como la pérdida de nutrientes y sedimentos, en un mínimo de tres sitios donde se insta-

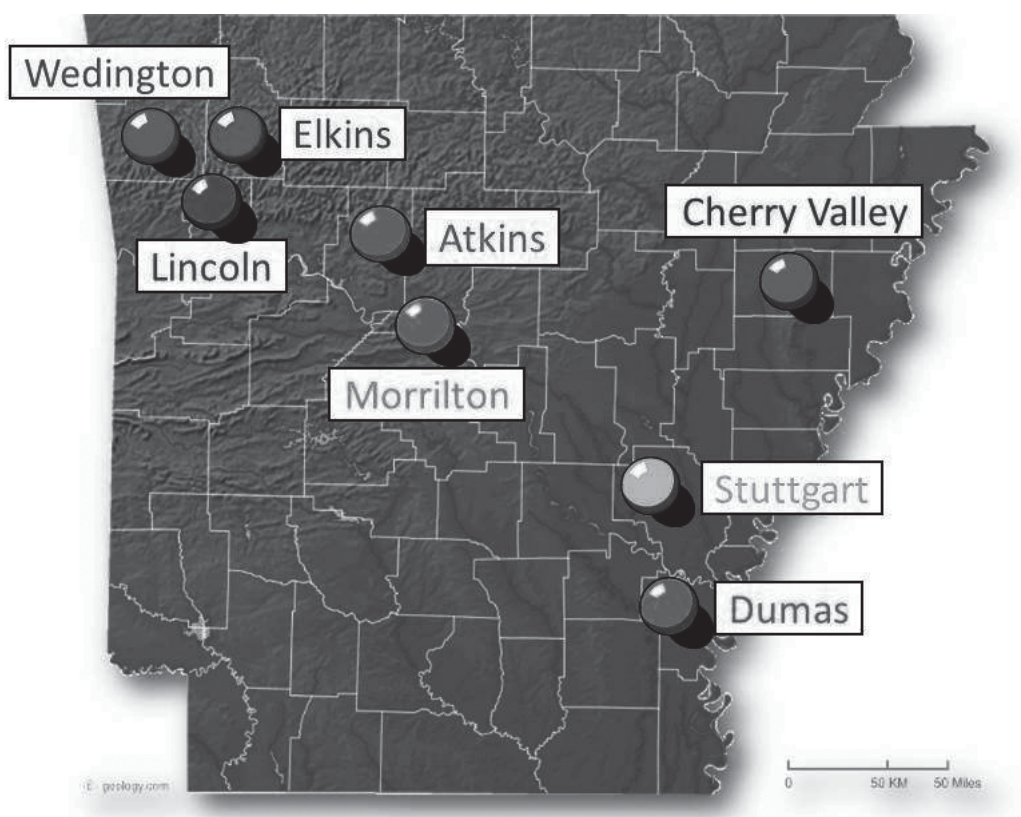


Figura 5. Mapa de ubicación de los establecimientos del Programa Arkansas Discovery Farm.



Cuadro 3. Establecimientos núcleo (ADFs) del Programa Arkansas Discovery Farm.

Sitio	Establecimiento	Superficie (ha)	Rubro del establecimiento	Medidas evaluadas
Atkins	Maus	400	Maíz, soja y arroz	Cultivos de cobertura
Cherry Valley	Clements	650	Arroz y soja	Laboreo convencional
Cherry Valley	Wood	1100	Arroz y soja	Cero laboreo en los bordes buffers dentro del predio
Elkins	Marley	900	Pollos parrilleros (250.000 aves) y bovinos en pastoreo (250 cabezas)	Escurrimiento desde el área de producción
Lincoln	Moore	250	Pollos parrilleros (200.000 aves) y maíz	Escurrimiento desde el área de producción
Morrilton	Willow Bend	1050	Pasto Bermuda bajo riego, bovinos (300 cabezas) y maíz	Manejo de nutrientes y captura de escurrimiento por humedales
Stuttgart	Dabbs	600	Maíz, soja y arroz	Recolección y reutilización de agua y laboreo conservacionista
Dumas	Stephens	600	Algodón y maíz	Cultivos de cobertura y laboreo conservacionista
Wedington	Morrow	100	Ganado vacuno y ovino bajo pastoreo	Pastoreo rotativo

lan las prácticas específicas de conservación. Un cuarto sitio donde no se aplican las prácticas se utiliza como control. Por lo tanto, normalmente equipamos tres a cuatro sitios con estaciones de monitoreo, que nos permiten realizar comparaciones sitio a sitio, o comparar dos o tres escenarios con un sitio control. Debido a que realizamos esta investigación en establecimientos agrícolas reales a una escala predial, usualmente no podemos predeterminedar qué factores específicos investigaremos sin primero conocer al productor y realizar un reconocimiento profundo del predio. Además, a veces no se cuenta con un sitio control a lo largo de todo el período de estudio (mínimo 5 años) en un predio comercial, y en estos casos se usa el tiempo luego de la implementación de una BPM para evaluar las reducciones de nutrientes potenciales.

Las mejores prácticas de manejo (BMPs) evaluadas son específicas para las necesidades de cada predio en particular. Como la respuesta a la implementación de prácticas de conservación a nivel de chacra, establecimiento y cuenca pueden demorar muchos años en

manifestarse completamente, el monitoreo en sitio se realiza por un mínimo de 5 años para asegurar que se pueden documentar las respuestas en la calidad del agua de forma confiable.

Específicamente, el monitoreo de cada sitio, comprende el registro del escurrimiento y el flujo de agua a través de canales o vertederos graduados. Asimismo, se instalan muestreadores automáticos de agua que recolectan muestras para análisis de nutrientes y sedimentos durante los eventos de escurrimiento. En cada predio, el agua de escurrimiento superficial que sale del predio, es medida a través de puntos de descarga u otro tipo de infraestructura ya existente. Estos canales o tuberías acumulan el agua de escurrimiento que sale del predio en un punto donde se registra de manera continua el volumen y la tasa de flujo con estaciones automáticas y transductores. En los sitios en los que no se cuenta con esta infraestructura, se construyen espacios nivelados (berms) en determinados puntos para guiar el escurrimiento superficial hacia un punto específico, donde se instala una barrera o canal, dependien-



do del tamaño del predio y el área de drenaje, allí se registran, de manera continua, los mismos datos que se recogen en los otros predios.

En cada punto de salida se instala un muestreador automático de agua para recolectar muestras del agua de escurrimiento en intervalos preestablecidos durante los eventos de descarga. Por ejemplo, cada muestreador está programado para recolectar 100 muestras de 100 ml integradas a través de varias etapas del flujo de agua o hasta un total de 10 litros en cada evento de escurrimiento. Cada muestra recolectada es analizada siguiendo los protocolos de la U.S. Environmental Protection Agency (EPA) para sólidos suspendidos, sedimentos, N y P. Las muestras son recolectadas en base a unidades de flujo, por lo que se obtiene una muestra compuesta que pondera toda la descarga de un evento. Esta muestra se toma del muestreador automático dentro de un lapso de 24 h de recolectada, para de-

terminar N, P y sedimentos siguiendo los protocolos de recolección, manejo y análisis de la EPA.

GOBERNANZA Y SUPERVISIÓN DEL PROGRAMA DISCOVERY

La División de Agricultura de la Universidad de Arkansas proporciona al Programa Discovery la experiencia y liderazgo para asegurar la rigurosidad científica en la recolección de datos de las actividades del programa. El programa está dirigido por los participantes del ADFP (Programa Arkansas Discovery Farm) y Comités Técnicos integrados por líderes de organizaciones agrícolas y organizaciones ambientales (cuadro 4). Actualmente el Nature Conservancy y el Departamento de Calidad Medioambiental de Arkansas (ADEQ) participan en los Comités Técnicos para garantizar a los integrantes del Programa la transparencia del funcionamiento de los Comités.

Cuadro 4. Miembros de comités de Arkansas Discovery Farm.

Comités técnicos	Grupos de interés
Arkansas Natural Resources Commission	Arkansas Dairy Producer
Arkansas Association of Conservation Districts Conservation Districts	Arkansas Association of
Arkansas Department of Environmental Quality	Arkansas Farm Bureau
Natural Resource Conservation Service	USA Rice Federation
Arkansas State Plant Board Association	Arkansas Cattlemen's
Arkansas Livestock and Poultry Commission	Arkansas Nature Conservancy
Arkansas Game and Fish Commission	Poultry Producers
International Plant Nutrition Institute Association	Arkansas Rural Water
Arkansas Forestry Commission Association	Arkansas Pork Producers
U.S. Geological Survey	Arkansas Soybean Association
Arkansas Farm Bureau	Arkansas Forestry Association
	Arkansas Agricultural Council



Al abordar temas de recursos hídricos las alianzas son esenciales. Nuestros socios incluyen entidades públicas y privadas. Un aspecto interesante de nuestra alianza es la participación de los ADFs en el programa Iniciativa Cuenca Sana del Río Mississippi (MRBI, por sus siglas en inglés) (U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service, 2009). El Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS, por sus siglas en inglés) administra este programa de incentivos financieros (USD, 320 millones) para la agricultura, en trece estados del corredor del Río Mississippi. Uno de los aspectos únicos de este programa, es que el NRCS brinda incentivos financieros a productores para realizar monitoreos edge-of-field.

Resultados preliminares del Programa Arkansas Discovery Farm

A continuación, presentamos resultados preliminares de cinco de los nueve ADFs que cubren dos años de monitoreo en cada uno de los establecimientos. Como los ADFs han estado operativos solo dos años, este corto período

de monitoreo no es adecuado para definir los impactos de manejo actuales sobre la calidad del agua ni cuantificar los beneficios de las BMPs implementadas.

Cherry Valley Farms

Durante los dos primeros años de monitoreo la concentración de N, P y sedimento en el agua de escurrimiento de los establecimientos Clements y Wood fueron similares (cuadro 5). Está claro que la implementación de medidas de conservación en el establecimiento Wood tuvo poco efecto para reducir las concentraciones de nutrientes en el agua de escurrimiento. Sin embargo, los limitados datos existentes sugieren que las concentraciones de sedimento en suspensión de los campos cultivados convencionalmente (Clements) eran levemente superiores que las de los campos con medidas de conservación (Woods) (cuadro 5). Es esperable que, con el tiempo, los efectos de las prácticas de laboreo conservacionistas y bordes de zonas buffer en el campo (buffers edge-of-field) resulten en menor escurrimiento de nutrientes y sedimento en el establecimiento Wood.

Cuadro 5. Media anual de concentración de nutrientes (mg.L⁻¹) en sedimento y agua de escurrimiento desde zonas con soja bajo laboreo convencional y conservacionista desde 2012 a 2013 en Cherry Valley Farms.

Sitio de muestreo	P Disuelto	P Total	N-Nitrato	N Total	Sólidos Totales
Clements Farm					
Agua de pozo	0,010	0,038	0,05	0,19	500
Campo 1	0,071	0,353	0,21	2,18	762
Campo 2	0,027	0,285	0,66	3,33	565
Woods Farm					
Agua de pozo	0,023	0,064	0,10	0,20	437
Campo 1	0,081	0,344	0,40	2,67	532
Campo 2	0,095	0,429	0,75	3,78	428



Dumas - Stephens Farm

Las pérdidas de N total en aguas de escurrimiento de ambos establecimientos fueron muy bajas en comparación con el N aplicado como fertilizante (cuadro 6). Este estudio no fue diseñado para hacer un balance de masas de N aplicado, ya que no se midieron los cambios de N en suelo, sin embargo, las pérdidas por escurrimiento se compararon con el N aplicado, de forma de poner las pérdidas por escurrimiento en perspectiva en términos de manejo. La pérdida de N en el predio Shopcot fue un orden de magnitud mayor que en los otros predios. Sin embargo, gran parte de esta pérdida de N ocurrió durante eventos de lluvias en mayo, antes de la aplicación de N en junio. Dos posibles explicaciones incluyen el hecho de que se estableció un cultivo de cobertura en Shopcot y que el algodón le siguió al maíz en este predio, mientras que en los otros predios se hizo algodón-algodón. La fuente de N en mayo puede haberse debido a la mineralización del N por la descomposición del cultivo de cobertura o al N residual en suelo del cultivo previo de maíz. De cualquier forma, solo una pequeña cantidad del N aplicado parece haberse perdido por escurrimiento. Las pérdidas totales de P tam-

bién fueron muy bajas en aguas de escurrimiento y en comparación con el P aplicado (cuadro 6).

Elkins - Marley Farm

Los canales (flumes) 1 y 2 recolectan el agua de escurrimiento directamente de los alrededores de los gallineros. Las concentraciones de N y P son elevadas en comparación con las de pasturas no fertilizadas (los valores de P disuelto, total, y nitrato-N fueron 0,05; 0,1 y 0,5 mg.L⁻¹, respectivamente; Sharpley et al., 2007). Sin embargo, la concentración de N y P disminuyó tres veces entre los canales 2 y 3 debido a la combinación de dilución con lluvia-escurrimiento y por captación y deposición. Incluso así, la concentración de P en agua de escurrimiento en el canal 3 que llega al arroyo adyacente fue elevada en comparación con los umbrales ecológicos definidos para el cercano río Illinois en su paso por Arkansas y Oklahoma (0,037 mg.L⁻¹; U.S. Environmental Protection Agency, 2001; De Laune et al., 2006). La concentración de sedimentos entre los canales 2 y 3 también disminuyó a casi la mitad (cuadro 7). Las cargas se calcularán cuando se determine el flujo en cada canal. Además, la concentración de N y P en el estanque

Cuadro 6. N Total y P Total perdido en agua de escurrimiento en la estación de crecimiento, comparado con el N y P aplicado en Stephens Farm, Dumas.

Predio	N o P aplicado (kg.ha ⁻¹)	Pérdida de N o P (kg.ha ⁻¹)	Porcentaje de pérdida (%)	Pérdida total (kg)
Nitrógeno				
Homeplace	44	4,62	10,5	114,0
Shopcot	44	0,28	0,7	12,3
Weaver	44	0,73	1,7	31,8
Fósforo				
Homeplace	11	0,89	8,1	21,8
Shopcot	11	0,20	1,9	8,6
Weaver	11	0,32	3,0	14,1



fue apreciablemente menor que la que entra al estanque (cuadro 7). Esta disminución puede atribuirse a la adsorción de P por parte de sedimento suspendido y depositado, la dilución y a la captación por parte de algas y macrófitas. Luego de un año adicional de información, se planea tratar a la pastura presente entre los canales 2 y 3, para promover la eficiencia en la reducción de P.

POLÍTICAS PARA EL MANEJO AGRÍCOLA SUSTENTABLE DE P

Legados de manejos pasados

El uso y manejo de suelos realizados en el pasado han dejado un legado de P en las cuencas (figura 6). Este legado se refiere al P acumulado en: la su-

Cuadro 7. Concentración media anual de nutrientes y sedimentos (mg.L⁻¹) en agua de escurrimiento desde los alrededores de los criaderos de pollos (canales 1 y 2), 300 m de desagüe empastado (canal 3) y estanque recibiendo el escurrimiento del canal 1 desde 2011 a 2013 en Marley Farm, Elkins.

Ubicación en la granja	P Disuelto	P Total	N- Nitrato	N Total	Sólidos Totales
Canal 1	1,59	1,96	5,38	9,38	200
Canal 2	1,80	2,19	8,69	10,93	276
Canal 3	0,64	0,82	3,59	3,86	157
Estanque	0,22	0,44	0,19	2,79	292



Figura 6. Representación conceptual de un sistema natural y manejado, el suelo y las buenas prácticas de manejo (BPM) en los procesos que influyen en el tiempo de espera para la respuesta de los sistemas.

perficie de los suelos, las zonas «riparias», los humedales, cursos de agua y sedimentos de lagos. El mismo fue originado por las prácticas agrícolas previas a realizar manejo de nutrientes (Meals et al., 2010; Sharpley et al., 2013). El P acumulado puede ser posteriormente re-lanzado al sistema cuando la capacidad de acumulación de P se satura o cuando se da un cambio en el uso o manejo del suelo. Esta re-emisión del P acumulado en los suelos, se da con retraso lo que puede explicar las dificultades para detectar mejoras en la calidad del agua a escala de cuenca. Por ejemplo, cuando los análisis de P revelan niveles 10 veces mayores a lo requerido por el cultivo puede pasar más de una década para que los niveles de P en el suelo bajen y que se reduzca la concentración de P disuelto en el agua de escurrimiento (Cox et al., 1981; Shulte et al., 2010). Sin embargo, el desarrollo de monitoreos a escala de cuenca y a escalas locales permitirá mejorar y asociar los tiempos en que se libera el P desde el suelo y la ocurrencia de efectos en la calidad del agua. Esto le permite, a quienes planifican los manejos, comprender mejor el problema y diseñar estrategias que permitan mitigar el problema.

La gran cantidad de datos históricos acerca de la calidad de agua en la cuenca del Lago Erie, que documentan eventos de floraciones de algas y el manejo del suelo en la cuenca de los últimos 50 años, es un excelente ejemplo de cómo las estrategias de conservación, implementadas con buenas intenciones, generan consecuencias esperadas e inesperadas en el transporte y destino del P. La adopción de prácticas productivas conservacionistas como el manejo de nutrientes, la reducción de la aplicación de fertilizantes y estiércol y la transición hacia siembra directa con cero labranza, en el periodo entre 1980 y 1995, llevó a la reducción constante y mantenida en el tiempo de los ingresos de P de origen agrícola en la cuenca.

Sin embargo, la implementación de prácticas productivas conservacionistas no siempre conduce a resultados deseados. Por ejemplo, a pesar de la adopción de este tipo de prácticas productivas en la cuenca del Lago Erie, se ha registrado un incremento de la pérdida de P en el agua de escurrimiento durante la última década, como resultado de factores complejos, dinámicos, pero a su vez previsible. Estos factores incluyen aquellos que se pueden manejar, como la acumulación de P en la capa superficial de suelos con cero laboreo (medido a través de análisis de P en suelo, STP, por su sigla en inglés), el incrementar la superficie de suelo «tile-drained» y disminuir la aplicación de nutrientes. Así como los de ocurrencia natural, variaciones climáticas, aumento de la frecuencia e intensidad de las precipitaciones de primavera y verano (Smith et al., 2015). Por ejemplo, más campos con canales de drenaje que se conectan a canales mayores y a arroyos, pueden incrementar y contribuir a un aumento del legado de P hacia el Lago Erie. La lenta liberación de P desde las zonas de acumulación antes mencionadas es difícil de identificar y manejar. A su vez, puede enmascarar o contrarrestar los beneficios de las prácticas productivas conservativas que pretenden disminuir la pérdida de P por escurrimiento.

La combinación de estos factores crea una «perfecta situación de pérdida de P», que junto con las intensas lluvias de verano, incrementó la llegada de P al lago Erie hasta niveles récord en 2010, lo que culminó en una floración de algas tóxicas en 2014 y una crisis en la calidad del agua en Toledo, Ohio. En el año siguiente a este evento de contaminación, se generaron 25 teorías que intentan explicar este evento de floración de algas nocivas (Smith et al., 2015). Sin embargo, las estrategias científicamente válidas para remediar esta problemática no eran factibles de

ser adoptadas por los productores por limitaciones prácticas, logísticas y de costos (Daloglu et al., 2012; Sharpley et al., 2012a; Michalak et al., 2013). Claramente, la comunidad científica necesita trabajar de forma más cercana a los productores para generar un soporte a la innovación, una administración correcta de las posibles soluciones y las posibles retribuciones por aplicar ciertas prácticas que permitan generar un cambio a futuro.

Umrales ambientales para P en la agricultura

No existe evidencia científica que fundamente el uso de análisis de P en suelo (STP) o la saturación de P como única forma de determinar la cantidad de P que se pierde desde un predio. Aun así, existe correlación positiva entre STP, el grado de saturación de P (DPS) y la concentración de P disuelto en el agua de escurrimiento (Vadas et al., 2005), lo que frecuentemente se utiliza para justificar el uso de umbrales para limitar la aplicación de fertilizantes fosfatados. Sin embargo, existe evidencia científica disponible de que además de la influencia del STP y/o DPS en la pérdida de P de un área, ésta pérdida también se ve afectada por la tasa y tiempo de aplicación de P, el método de aplicación, la erosión, el escurrimiento y el drenaje. Determinar el riesgo de pérdida de P desde un área determinada solo a través de los valores de STP o DPS no sería preciso ya que no capturan totalmente el potencial de transporte desde el predio. Si solo se utiliza el STP en la evaluación, puede suceder que se permitan pérdidas de P en agua de escurrimiento y/o lixiviación en sitios con altos potenciales de transporte de P y, a la inversa, que se restrinjan las aplicaciones de P aunque el riesgo de pérdida de P sea bajo (figura 7). Los datos de la figura 7 provienen de 36 cuencas FD en Pennsylvania (adaptados de

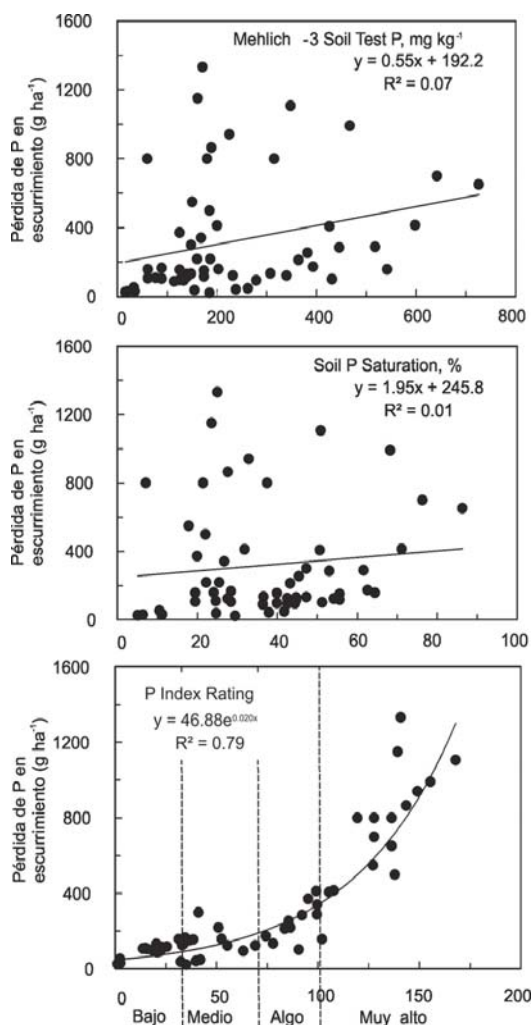


Figura 7. Relación entre la pérdida de P Total en el agua de escurrimiento y P en suelo Mehlich-3, saturación de P en suelo y el Índice de P de Pennsylvania para parcelas en la cuenca FD-36, PA (tomado de Sharpley et al., 2001).

Sharpley et al., 2011). El agua de escurrimiento se recolectó de parcelas de 2m² sujetas a 70 mm.h⁻¹ de lluvia (para crear 30 minutos de escurrimiento) a través de la cuenca y se relacionó el Melich-3 STP y DPS de P en suelo en muestras de 0 a 5 cm recolectadas luego de la lluvia, así como resultados del índice de P determinados por el índice de P de Pennsylvania (Sharpley et al., 2001). De los tres métodos, el índice de P fue el que mejor representó la pérdi-

da real de P en agua de escorrentía de varios suelos, manejos, condiciones hidrológicas y topográficas a través de la cuenca (figura 7).

Una lección importante del análisis anterior es que existieron sitios con «bajo» STP y DPS en suelo, que habían tenido altas pérdidas de P debido a una combinación de factores que incluyen volúmenes de escurrimiento y/o aplicación de fertilizante o estiércol. Se debería notar que estos sitios «bajos» en P están por encima del rango de respuesta agronómica ($>50 \text{ mg P.kg}^{-1}$ P Mehlich-3 en suelo). Por otro lado, existieron sitios con bajas pérdidas de P pero con altos valores de STP o DPS en suelo (figura 7). Una ausencia de relación entre STP (como P Mehlich-1 en suelo) y P en agua de escurrimiento fue demostrada por Butler et al. (2010) en nueve predios en Georgia, que habían recibido cantidades y formas variadas de P.

La consideración de la hidrología del sitio es crítica para la determinación de las pérdidas de P (Gburek y Sharples, 1998). Por ejemplo, Buda et al. (2009) monitorearon predios con cultivos en contorno (contour-cropped fields) en una ladera en Pennsylvania, donde el predio de más abajo poseía el STP relativo más bajo (2 veces menor que el del resto). Este predio fue el único que no recibió enmiendas de P durante el periodo de estudio, pero sus volúmenes de escurrimiento fueron 50 veces mayores que los de los otros predios del estudio. Las cargas anuales de P de este predio hidrológicamente activo fueron mayores a 8 kg.ha^{-1} , en comparación con 1 kg.ha^{-1} o menos, de los otros predios. Este estudio resalta la capacidad de la hidrología de un sitio de superar a los factores fuente en la determinación de las pérdidas de P. Más importante aún, señala la capacidad de la hidrología de convertir una fuente modesta de P en una gran carga de P. En última instancia, la investigación apoya

la visión de que los umbrales de STP se correlacionan pobremente con las cargas de P de predios agrícolas y las estrategias basadas en dichos límites tienen peores resultados comparadas con los índices de P. En consecuencia, el uso de umbrales de STP en vez de un índice de P efectivo para el manejo de predios no se puede justificar bajo una perspectiva de calidad de agua y pérdida de P.

Desafíos futuros para el manejo de fertilizantes y la calidad de agua

Diversas revisiones y perspectivas de estado del ciclado global de P, han reconocido que ciclo biogeoquímico de P está «roto» a escala global, nacional, regional y predial (Jarvie et al., 2013; Haygarth et al., 2014). La rotura del ciclo de P debido a la minería, producción de fertilizantes, y aplicación de P del estiércol de ganado, residuos de alimento, y residuos humanos es el problema subyacente que limita el uso sustentable del P. Una contribución a la solución es la Realineación de los ingresos de P, Reutilización de P de estiércol y residuos (Bonvin et al., 2015; Stutter, 2015), Recuperación de P de residuos, Redefinición de sistemas y Reducción de pérdidas de P. Esto fue definido como las 5Rs del manejo del P (Schoumans et al., 2015), una actualización de las 4Rs del manejo de nutrientes, específicamente para considerar el ciclo del P «roto», que es la causa del deterioro de la calidad de agua por mal uso de P. Por lo tanto, un aumento en la eficiencia del uso de P en sistemas agrícolas, que incluyen sistemas de cría de ganado intensivo y concentrado, espacialmente separados y operaciones de cultivo, es crítico para cerrar el ciclo de este nutriente.

El desarrollo y uso de fertilizantes de lenta liberación, fertilizantes de mezcla mineral y orgánica, fertirriego, y el avan-

ce en biofertilizantes (ej. inoculación de semillas con microorganismos solubilizadores de P), son oportunidades de investigación prometedoras. El desarrollo del fertirriego y los biofertilizantes han sido revisados en Stewart y Gordon, 2008; Cruz et al., 2012; Bauder et al., 2014; y Yara, 2014. Los principales puntos relevantes de la presente discusión de gestión ambiental son, que a medida que los costos de estos productos disminuyen, brindarán oportunidades nuevas y reales para que los productores adapten la fertilización a las necesidades de los cultivos. El uso de una roca reactiva de P, como la roca fostatada de North Carolina, ha demostrado ser otra forma de sostener la productividad de los cultivos en ciertos tipos de suelo, al mismo tiempo que se minimiza el escurrimiento de P (Shigaki et al., 2006; Sigaki; Sharpley, 2011).

Implementación de prácticas apropiadas de conservación

Si bien existen muchas BMPs que pueden ser implementadas, en un amplio rango de escalas, para reducir la pérdida de P de la agricultura, hacia las aguas superficiales y subterráneas (figuras 2 y 4), se necesitan estimaciones de costo-beneficio para una mayor adopción de estas prácticas. Si un productor no recibe apoyo financiero para implementar una práctica de conservación, entonces no es probable que la adopte voluntariamente, a menos que ahorre dinero o genere ganancias.

Para que se den cambios reales y duraderos en la agricultura, equilibrando producción y limitaciones de gestión ambiental, se necesita mayor consideración de los motores socio-económicos de cómo y por qué algunas prácticas conservacionistas son adoptadas y otras no (Kleinman et al., 2015). Debería hacerse un mayor énfasis en programas de educación orientados al consumidor, en lugar de asumir que los pro-

ductores absorberán los costos totales asociados a la implementación de prácticas de remediación. Se debe recordar que, con excepción de la reducción de importaciones de P y el aumento de su eficiencia de uso dentro del predio, las prácticas de conservación son solo medidas temporales para reducir las pérdidas de P e impactos en la calidad del agua.

Es necesaria una discusión sobre cómo las infraestructuras regionales, al igual que las nacionales, pueden controlar las entradas de P a los sistemas agrícolas y evaluar balances de nutrientes a gran escala. Sin embargo, se debe tener en mente que algunas pérdidas de P no pueden evitarse, como las que se dan durante grandes tormentas. Por lo tanto, es necesario hacer énfasis en la cuantificación de las pérdidas basales de P, para mejorar la definición sobre qué reducciones o metas de pérdida de P serían alcanzables. Por ejemplo, si bien las condiciones de agua prístina pueden ser deseables, las cuencas son sistemas que naturalmente tienen pérdidas y cierta pérdida de P tendrá que ser aceptable en cuencas donde se han dado entradas antropogénicas de P (Haygarth et al., 2014).

CONCLUSIONES

El «ciclo roto» de P debido a la minería, la producción de fertilizantes y las aplicaciones como nutriente esencial para las plantas; la recuperación, reutilización y reciclado de P (las nuevas 4Rs) de residuos y estiércol, son los problemas subyacentes que limitan el uso sustentable del P y la raíz de los problemas relaciones con su mal uso y la eutrofización. Por lo tanto, un aumento en la eficiencia del uso de P en sistemas agrícolas, que incluyen sistemas de cría de ganado intensamente concentrado y espacialmente separado y operaciones de cultivo, es crítico para cerrar el ciclo de P.



Los productores están bajo una creciente presión para maximizar su producción en respuesta a la creciente demanda de alimentos, raciones y combustible baratos debido a la creciente población mundial, con mayor poder adquisitivo. A grandes rasgos, esto ha sido posible debido al desarrollo y uso de fertilizantes. Al mismo tiempo, se presiona a los productores para que sean gestores ambientales. Sin embargo, a pesar de una larga historia de investigación en suelo y agua, aún existen interrogantes ambientales y el deterioro de la calidad del agua continúa como resultado del enriquecimiento de P de sistemas suelo-agua. Por lo tanto, necesitamos aceptar que el conocimiento científico actual debería ser traducido y transferido mejor a los productores, y reconocer que las decisiones de manejo agrícola están impulsadas en gran medida por la economía competitiva.

El reciente involucramiento de los productores en programas de gestión ambiental predial (edge-of-field) y el monitoreo de pérdidas de P a nivel de predio, proveerá datos sobre qué tan exitosos han sido en la conservación del P en los predios. Si bien muchos programas de conservación han ampliado la adopción de prácticas conservacionistas dirigidas a reducir las pérdidas de P, la investigación y monitoreo predial ayudarán a los productores a documentar y recibir reconocimiento por sus esfuerzos. Esto es particularmente importante en la adopción voluntaria de prácticas conservacionistas, que tienden a tener menos seguimiento y regularización por parte de las agencias federales, pero sin embargo, son tan efectivas como las prácticas reguladas.

BIBLIOGRAFÍA

ALEXANDER RB, SMITH RA, SCHWARZ GE, BOYER EW, NOLAN JV, BRAKEBILL JW. 2008. Differences in phosphorus and nitrogen

delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin. *Environmental Science and Technology*, 42: 822-830.

ANDRASKI TW, BUNDY LG. 2003. Relationship between phosphorus levels in soil and in runoff from corn production systems. *Journal of Environmental Quality*, 32: 310-316.

ANDRASKI TW, BUNDY LG, KILIAN KC. 2003. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses in runoff. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1782-1789.

BAUDER TA, WASKOM RM, ANDALES A. 2014. Nitrogen and irrigation management. Fact Sheet No. 0.514. Colorado State University Extension, Ft. Collins, CO. [En línea]. Consultado 19 agosto 2015. Disponible en: <http://www.ext.colostate.edu/pubs/crops/00514.pdf>

BEAUCHEMIN S, SIMARD RR. 2000. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Quebec, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 79: 615-625.

BENGTSON RL, CARTER CE, MORRIS HF, BARTKIEWICS SA. 1988. The influence of subsurface drainage practices on nitrogen and phosphorus losses in a warm, humid climate. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 31: 729-733

BOESCH DF, BRINSFIELD RB, MAGNIEN RE. 2001. Chesapeake Bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. *Journal of Environmental Quality*, 30: 303-320.

BOND CR, MAGUIRE RO, HAVLIN JL. 2006. Change in soluble phosphorus in soils following fertilization is dependent on initial Mehlich-3 phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 35: 1818-1824.

BONVIN C, ETTER B, UDERT KM, FROSSARD E, NANZER S, TAMBURINI F, OBERSON A. 2015. Plant uptake of phosphorus and nitrogen recycled from synthetic source-separated urine. *Ambio*, 44(2): 217-227.

BOUWMAN AF, BOOIJ H. 1998. Global use and trade of feedstuffs and consequences for the nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 261-267.

BREEUWSMA A, SILVA S. 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy). Report



- 57, DLO The Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands. 39p.
- BUDA AR, KLEINMAN PJA, SRINIVASAN MS, BRYANT RB, FEYEREISEN GW.** 2009. Effects of hydrology and field management on phosphorus transport in surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, 38: 2273-2284.
- BUTLER JS, COALE FJ.** 2005. Phosphorus leaching in manure-amended Atlantic Coastal Plain soils. 2005. *Journal of Environmental Quality*, 34: 370-381.
- BUTLER DM, FRANKLIN DH, CABRERA ML, RISSE LM, RADCLIFFE DE, WEST LT, GASKIN JW.** 2010. Assessment of the Georgia Phosphorus Index on farm at the field scale for grassland management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65: 200-210.
- CARPENTER SR, CARACO NF, CORRELL DL, HOWARTH RW, SHARPLEY AN, SMITH VH.** 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3): 559-568.
- CASSON JP, BENNETT DR, NOLAN SC, OLSON BM, ONTKEAN GR.** 2006. Degree of phosphorus saturation thresholds in manure-amended soils of Alberta. *Journal of Environmental Quality*, 35: 2212-2221.
- COX FR, KAMPRATH EJ, MCCOLLUM RE.** 1981. A descriptive model of soil test nutrient levels following fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, 45: 529-532.
- CRUZ PC, BANAYO NP, MARUNDAN SR, MAGNAYE AM.** 2012. Bio-inoculant and foliar fertilizer in combination with soil-applied fertilizer on the yield of lowland rice. *The Philippine Journal of Crop Science*, 37: 85-94.
- DALE VH, KLING CL, MEYER JL, SANDERS J, STALLWORTH H, ARMITAGE T, WANGSNESS D, BIANCHI TS, BLUMBERG A, BOYNTON W, CONLEY DJ, CRUMPTON W, DAVID MB, GILBERT D, HOWARTH RW, LOWRANCE R, MANKIN KR, OPALUCH J, PAERL HW, RECKHOW K, SHARPLEY AN, SIMPSON TW, SNYDER C, WRIGHT D.** 2010. Hypoxia in the Northern Gulf of Mexico. Springer Series on Environmental Management. New York, NY: Springer Science.
- DALOGLUI, CHO KH, SCAVIA D.** 2012. Evaluating causes of trends in long-term dissolved reactive phosphorus loads to Lake Erie. *Environmental Science and Technology*, 46: 10660-10666.
- DAMPNEY PMR, LORD EI, CHAMBERS BJ.** 2000. Development of advice for farmers and advisors. *Soil Use and Management*, 16: 162-166.
- DAVEREDE IC, KRAVCHENKO AN, HOEFT RG, NAFZIGER ED, BULLOCK DG, WARREN JJ, GONZINI LC.** 2003. Phosphorus runoff: Effect of tillage and soil phosphorus levels. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1436-1444.
- DE LAUNE PB, HAGGARD, BE, DANIEL TC, CHAUBEY I, COCHRAN MJ.** 2006. The Eucha/Spavinaw Phosphorus Index: A court mandated index for litter management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61: 96-105.
- DE LAUNE PB, MOORE PA JR., CARMAN DK, SHARPLEY AN, HAGGARD BE, DANIEL TC.** 2004. Development of a phosphorus index for pastures fertilized with poultry litter: Factors affecting phosphorus runoff. *Journal of Environmental Quality*, 33: 2183-2191.
- DJODJIC F, ULEN B, BERGSTROM L.** 2000. Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. *Water Research*, 34: 1687-1695.
- DUBROVSKY NM, BUROW KR, CLARK GM, GRONBERG JAM, HAMILTON PA, HITT KJ, MUELLER DK, MUNN MD, NOLAN BT, PUCKETT LJ, RUPERT MG, SHORT TM, SPAHR NE, SPRAGUE LA, WILBER WG.** 2010. The quality of our Nation's waters-nutrients in the Nation's streams and groundwater, 1992-2004: U.S. Geological Survey Circular 1350. [En línea]. Consultado 19 agosto 2015. Disponible en: <http://water.usgs.gov/nawqa/nutrients/pubs/circ1350>
- DUXBURY JM, HARPER LA, MOSIER AR.** 1993. Contributions of agroecosystems to global climate change. En: Harper LA, Mosier AR, Duxbury JM, Rolston DE [Eds.]. *Agroecosystem effects in radiatively important trace gases and global climate change*. Spec. Pub. 55. American Society of Agronomy, Madison, WI. 1-18.
- EDWARDS DR, DANIEL TC.** 1993. Drying interval effects on runoff from fescue plots receiving swine manure. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 36:1673-1678.



- GBUREK WJ, SHARPLEY AN.** 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 27:267-277.
- GBUREK WJ, SHARPLEY AN, PIONKE HB.** 1996. Identification of critical source areas for phosphorus export from agricultural catchments. En: Anderson MG, Brookes S. [Eds.], *Advances in Hillslope Processes*, John Wiley & Sons, Chichester, England. 263-282.
- HARMEL RD, TORBERT HA, DE LAUNE PB, HAGGARD BE, HANEY RL.** 2005. Field evaluation of three phosphorus indices on new application sites in Texas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60: 29-42.
- HAYGARTH PM, JARVIE HP, POWERS SM, SHARPLEY AN, ELSEER JJ, SHEN J, PETERSON HM, CHAN NI, HOWDEN NJK, BURT T, WORRALL F, ZHANG F, LIU X.** 2014. Sustainable phosphorus management and the need for a long-term perspective: The Legacy Hypothesis. *Environmental Science and Technology*, 48: 8417-8419.
- HAYGARTH PM, CHAPMAN PJ, JARVIS SC, SMITH RV.** 1998. Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. *Soil Use and Management*, 14: 160-167.
- HECKRATH G, BROOKES PC, POULTON PR, GOULDING KWT.** 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*, 24: 904-910.
- HOODA PS, RENDELL AR, EDWARDS AC, WITHERS PJA, AITKEN MN, TRUESDALE VW.** 2000. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. *Journal of Environmental Quality*, 29: 1166-1171.
- HOWARTH RW, ANDERSON DA, CHURCH TM, GREENING H, HOPKINSON CS, HUBER W, MARCUS N, NAIMAN RJ, SEGERSON K, SHARPLEY AN, WISEMAN JR. WJ.** 2000. *Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution*. National Research Council. National Academy Press, Washington, D. C. 405 pp.
- INTERNATIONAL FERTILIZER ASSOCIATION.** 2009. The Global «4R» nutrient stewardship framework: Developing fertilizer best management practices for delivering economic, social and environmental benefits. International Fertilizer Industry Association (IFA), Paris, France. 10 pages. [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: [http://www.ipni.net/ipniweb/portal/4r.nsf/0/BAB4157B488871A385257DF100739D94/\\$FILE/The%20Global%204R%20Nutrient%20Stewardship%20Framework.pdf](http://www.ipni.net/ipniweb/portal/4r.nsf/0/BAB4157B488871A385257DF100739D94/$FILE/The%20Global%204R%20Nutrient%20Stewardship%20Framework.pdf).
- INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE.** 2014. 4R Nutrient stewardship portal. [En línea]. Consultado 19 agosto 2015. Disponible en: <http://www.ipni.net/4R>
- JARVIE HP, SHARPLEY AN, WITHERS PJA, SCOTT JT, HAGGARD BE, NEAL C.** 2013. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths and 'Post-Normal' science. *Journal of Environmental Quality*, 42: 295-304.
- JORDAN C, MCGUCKIN SO, SMITH RV.** 2000. Increased predicted losses of phosphorus to surface waters from soils with high Olsen-P concentrations. *Soil Use and Management*, 16: 27-35.
- KLEINMAN PJA, SHARPLEY AN.** 2002. Estimating soil phosphorus sorption saturation from Mehlich-3 data. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33: 1825-1839.
- KLEINMAN PJA, SHARPLEY AN, WITHERS PJA, BERGSTRÖM L, JOHNSON L, DOODY DG.** 2015. From sacred cows to sacrificial lambs: implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. *Ambio*, 44(2): 297-310.
- KOVZELOVE C, SIMPSON T, KORCAK R.** 2010. Quantification and implications of surplus phosphorus and manure in major animal production Regions of Maryland, Pennsylvania, and Virginia. *Water Stewardship*, Annapolis, MD. [En línea] Consultado 24 setiembre 2012 Disponible en: http://waterstewardshipinc.org/downloads/P_PAPER_FINAL_2-9-10.pdf
- KRÖGER R, PEREZ M, WALKER S, SHARPLEY A.** 2012. Review of best management practice reduction efficiencies in the Lower Mississippi Alluvial Valley. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(6): 556-563.
- LEINWEBER P, LUNSMANN F, ECKHARDT KU.** 1997. Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in northwest Germany. *Soil Use and Management*, 13: 82-89.



- LEMUNYON JL, GILBERT RG.** 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6: 483-486.
- LOOKMAN R, JANSEN K, MERCKX R, VLASSAK K.** 1996. Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters: A transect study in northern Belgium. *Geoderma*, 69: 265-274.
- MAGUIRE RO, SIMS JT.** 2002a. Soil testing to predict phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1601-1609.
- MAGUIRE RO, SIMS JT.** 2002b. Measuring agronomic and environmental soil phosphorus saturation and predicting phosphorus leaching with Mehlich 3. *Soil Science Society of American Journal*, 66: 2033-2039.
- MCDOWELL RW, SHARPLEY AN.** 2001. Approximating phosphorus release to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, 30: 508-520.
- MEALS DW, DRESSING SA, DAVENPORT TE.** 2010. Lag time in water quality response to best management practices Review. *Journal of Environmental Quality*, 39: 85-96.
- MICHALAK AM, ANDERSON EJ, BELETSKY D, BOLAND S, BOSCH NS, BRIDGEMAN TB, CHAFFIN JD, CHOK K, CONFESOR R, DALOGLU I, DEPINTO, JV, EVANS MA, GARY L, FAHNENSTIEL GL, HE L, HO JC, JENKINS L, JOHNGEN TH, KUO KC, LAPORTE E, LIU X, MCWILLIAMS MR, MOORE MR, POSSELT DJ, RICHARDS RP, SCAVIA D, STEINER AL, VERHAMME E, WRIGHT DM, ZAGORSKI MS.** 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110: 6448-6452.
- MUELLER DH, WENDT RC, DANIEL TC.** 1984. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. *Soil Science Society of America Journal*, 48: 901-905.
- NAIR VD, GRAETZ DA.** 2002. Phosphorus saturation in Spodosols impacted by manure. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1279-1285.
- NAIR VD, PORTIER KM, GRAETZ DA, WALKER ML.** 2004. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. *Journal of Environmental Quality*, 33: 107-113.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL.** 2008. Nutrient control actions for improving water quality in the Mississippi River Basin and Northern Gulf of Mexico. Committee on the Mississippi River and the Clean Water Act: Scientific, Modeling and Technical Aspects of Nutrient Pollutant Load Allocation and Implementation. National Research Council, Washington, DC. [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: <http://www.nap.edu/catalog/12544.html>
- NELSON NO, PARSONS JE, MIKKELSEN RL.** 2005. Field-scale evaluation of phosphorus leaching in acid sandy soils receiving swine waste. *Journal of Environmental Quality*, 34: 2024-2035.
- OSMOND DL, SHARPLEY AN, BOLSTER C, CABRERA M, FEAGLEY S, LEE B, MITCHELL C, MYLAVARAPU R, OLDHAM L, WALKER F, ZHANG H.** 2012. Comparing phosphorus indices from twelve southern USA states against monitored phosphorus loads from six prior southern studies. *Journal of Environmental Quality*, 41: 1741-1750.
- OSMOND DL, CABRERA ML, FEAGLEY SE, HARDEE GE, MITCHELL CC, MOORE JR. PA, MYLAVARAPU RS, OLDHAM JL, STEVENS JC, THOM WO, WALKER F, ZHANG H.** 2006. Comparing ratings of the southern phosphorus indices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61: 325-337.
- PIERZYNSKI GM, LOGAN TJ.** 1993. Crop, soil, and management effects on phosphorus soil test levels. *Journal of Production Agriculture*, 6: 513-520.
- PIONKE HB, GBUREK WJ, SHARPLEY AN.** 2000. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, 14: 325-335.
- PIONKE HB, GBUREK WJ, SHARPLEY AN, SCHNABEL RR.** 1996. Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed. *Water Resources Research*, 32: 1795-1804.
- POTE DH, DANIEL TC, NICHOLS DJ, SHARPLEY AN, MOORE PA JR., MILLER DM, EDWARDS DR.** 1999a. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 28: 170-175.



- POTE DH, DANIEL TC, NICHOLS DJ, MOORE PA JR., MILLER DM, EDWARDS DR.** 1999b. Seasonal and soil-drying effects on runoff phosphorus relationships to soil phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1006-1012.
- POTE DH, DANIEL TC, SHARPLEY AN, MOORE PA JR., EDWARDS DR, NICHOLS DJ.** 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 855-859.
- RABALAIS NR, TURNER RE, WISEMAN WJ Jr.** 2001. Hypoxia in the Gulf of Mexico. *Journal of Environmental Quality*, 30: 320-329.
- RICHARDS RP, BAKER DB, CRUMRINE P, STERNS AM.** 2010. Unusually large loads in 2007 from the Maumee and Sandusky Rivers, tributaries to Lake Erie. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65: 450-462.
- RICHARDS RP, BAKER DB, CRUMRINE JP.** 2009. Improved water quality in Ohio tributaries to Lake Erie: A consequence of conservation practices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64: 200-211.
- SALVANO E, FLATEN DN.** 2006. Phosphorus risk indicators: Correlation with water quality in Manitoba. Report to the Manitoba Conservation Sustainable Development Innovation Fund, January 2006. University of Manitoba, Winnipeg, MB, Canada.
- SCHOUMANS OF, BREEUWSMA A.** 1997. The relation between accumulation and leaching of phosphorus: Laboratory, field and modelling results. En: Tunney H, Carton OT, Brookes PC, Johnston AE [Eds.]. *Phosphorus loss from soil to water*. CAB International Press, Cambridge, England. 361-363.
- SCHOUMANS OF, BOURAOUI F, KABBE C, OENEMA O, VAN DIJK KC.** 2015. Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, 44(2): 180-192.
- SCHOUMANS OF, BREEUWSMA A, DE VRIES W.** 1987. Use of soil survey information for assessing the phosphate sorption capacity of heavily manured soils. En: van Duijvenbooden W. van Waegeningh HG [Eds.]. *Proceedings of the International Conference on the Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants (VSGP)*, 30 marzo-3 abril 1987, Noordwijk aan Zee, The Netherlands. pp. 1079-1088.
- SCHINDLER DW, HECKY RE, FINDLAY DL, STANTON MP, PARKER BR, PATERSON MJ, BEATY KG, LYNG M, KASIAN SEM.** 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*, 106: 11254-11258.
- SHARPLEY AN.** 2000. *Agriculture and Phosphorus Management: The Chesapeake Bay*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- SHARPLEY AN.** 1997. Rainfall frequency and nitrogen and phosphorus in runoff from soil amended with poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 26: 1127-1132.
- SHARPLEY AN.** 1995a. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 24: 920-926.
- SHARPLEY AN.** 1995b. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 24: 947-951.
- SHARPLEY AN, SYERS JK.** 1979. Loss of nitrogen and phosphorus in tile drainage as influenced by urea application and grazing animals. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 22: 127-131.
- SHARPLEY AN, TUNNEY H.** 2000. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 29: 176-181.
- SHARPLEY AN, JARVIE HP, BUDA A, MAY L, SPEARS B, KLEINMAN P.** 2013. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*, 42: 1308-1326.
- SHARPLEY AN, RICHARDS RP, HERRON S, BAKER DB.** 2012a. Can production and environmental goals coexist in phosphorus-based farm management? *Journal of Soil and Water Conservation*, 67: 149-193.
- SHARPLEY AN, BEEGLE C, BOLSTER C, GOOD LW, JOERN B, KETTERINGS Q, LORY J, MIKKELSEN R, OSMOND D, VADAS PA.** 2012b. Phosphorus indices: Why we need to take stock of how we are doing. *Journal of Environmental Quality*, 41: 1711-1718.
- SHARPLEY AN, HERRON S, DANIEL TC.** 2007. Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62: 375-389.



- SHARPLEY AN, WELD JL, BEEGLE DB, KLEINMAN PJA, GBUREK WJ, MOORE PA JR., MULLINS G.** 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(3): 137-151.
- SHARPLEY AN, MCDOWELL RW, KLEINMAN PJA.** 2001. Phosphorus loss from land and water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant Soil*, 237: 287-307.
- SHIGAKI F, SHARPLEY AN.** 2011. Phosphorus source and soil properties effects on phosphorus availability. *Soil Science*, 176(9): 502-507.
- SHIGAKI F, SHARPLEY AN, PROCHNOW LI.** 2006. Source-related transport of phosphorus in surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, 35: 2229-2235.
- SHULTE RPO, MELLAND AR, FENTON O, HERLHY M, RICHARDS K, JORDAN P.** 2010. Modelling soil phosphorus decline: Expectations of Water Framework Directive policies. *Environmental Science and Policy*, 13: 472-484.
- SIMS JT, KLEINMAN PJA.** 2005. Managing agricultural phosphorus for environmental protection. En: Sims JT, Sharpley AN [Eds.]. *Phosphorus: Agriculture and the Environment* American Society of Agronomy. Agronomy Monograph 46, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 1021-1068.
- SIMS JT, SHARPLEY AN.** 2005. Phosphorus: Agriculture and the Environment. American Society of Agronomy. Agronomy Monograph 46, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- SIMS JT, MAGUIRE RO, LEYTEM AB, GARTLEY KL, PAUTLER MC.** 2002. Evaluation of Mehlich 3 as an agri-environmental soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 2016-2032.
- SIMS JT, JOERN BC, SIMARD RR.** 1998. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27: 277-293.
- SMITH DR, KING DW, WILLIAMS MR.** 2015. What is causing the harmful algal blooms in Lake Erie? *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(2): 27A-29A.
- STEWART WM, GORDON WB.** 2008. Fertilizing for irrigated corn: Guide to best management practices. Published by the International Plant Nutrition Institute, Norcross, GA. [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: [http://www.ipni.net/ipniweb/portal.nsf/0/9bbc50427c6469ae852574f200162796/\\$FILE/ATT4QHV2/Irrigated_%20Corn.pdf](http://www.ipni.net/ipniweb/portal.nsf/0/9bbc50427c6469ae852574f200162796/$FILE/ATT4QHV2/Irrigated_%20Corn.pdf)
- STUTTER MI.** 2015. The composition, leaching and sorption behavior of some alternative sources of phosphorus for soils. *Ambio*, 44(2): 207-216.
- STUNTEBECK TD, KOMISKEY MJ, PEPPLER MC, OWENS DW, FRAME DR.** 2011. Precipitation-runoff relations and water quality characteristics at Edge-of-Field Stations, Discovery Farms and Pioneer Farm, Wisconsin, 2003-8. USGS. Science for a Changing World [En línea] Consultado 19 agosto 2015. Disponible en: http://pubs.usgs.gov/sir/2011/5008/pdf/sir2011-5008_web.pdf.
- TORBERT HA, DANIEL TC, LEMUNYON JL, JONES RM.** 2002. Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1380-1387.
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE - ECONOMIC RESEARCH SERVICE.** 2011. Quick Stats - Agricultural Statistics database. USDA, Washington D.C. [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: http://www.nass.usda.gov/Data_and_Statistics/Quick_Stats/index.asp
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE AND ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.** 1999. EPA's Great Lakes Program Audit Report No. 99P00212. [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: <http://www.epa.gov/oig/reports/1999/9p00212.pdf>
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE.** 2010. Assessment of the effects of conservation practices on cultivated cropland in the Upper Mississippi River Basin. [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/UMRB_final_draft_061410.pdf
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE.** 2009. Mississippi River Basin Healthy Watershed Initiative. [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: <http://>



www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs143_008142.pdf

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.

2010. Guidance for Federal land management in the Chesapeake Bay Watershed. Chapter 2: Agriculture. EPA841-R-10-002. U.S. EPA, Nonpoint Source Pollution, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds. Washington, D.C [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: http://www.epa.gov/nps/chesbay502/pdf/chesbay_chap02.pdf

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.

2002. Nutrient water quality criteria, summary table for the nutrient criteria documents [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/ecoregions/>

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.

2001. Ecoregional Nutrient Criteria. EPA-822-F-01-010. USEPA, Office of Water (4304), U.S. Govt. Printing Office, Washington, DC. [En línea]. Consultado 20 agosto 2015. Disponible en: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/nutrients/upload/2007_09_27_criteria_nutrient_ecoregions_9docfs.pdf

VADAS PA, GBUREK WJ, SHARPLEY AN, KLEINMAN PJ, MOORE PA JR., CABRERA ML, HARMEL RD. 2007A model for phosphorus transformation and runoff loss for surface-applied manures. *Journal Environmental Quality*, 36(1): 324-32.

VADAS PA, KLEINMAN PJA, SHARPLEY AN.

2005. Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: A single extraction coefficient for water quality modeling. *Journal of Environmental Quality*, 34: 572-580.

WITHERS PJA, ULEN B, STAMM C, BECHMANN

M. 2003. Incidental phosphorus losses - are they significant and can they be predicted? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166: 459-468.

WESTERMAN PW, DONNELLY TL, OVERCASH

MR. 1983. Erosion of soil and poultry manure - a laboratory study. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 26(4): 1070-1078.

YARA UK. 2014. Liquid fertilizer solutions. [En

línea]. Consultado 20 agosto 2015 disponible en: <http://yara.co.uk/crop-nutrition/products/yara-chafer/>

Agricultural phosphorus and water quality: challenges to science, practice, and policy

A. Sharpley¹

Adaptación de gráficos: N. Fassana

INTRODUCTION

Since the late 1960's, point sources of water quality impairment have been reduced due to their ease of identification. However, water quality problems remain, and as further point-source control becomes less cost-effective, attention is being directed towards the role of agricultural nonpoint sources in water quality degradation. For instance, in a 1996, over half of surveyed waters in the U.S. were nutrient impaired (Dubrovsky et al., 2010). Nearly 20 years on, continuing water quality impairment has led to major initiatives in the U.S. to reduce nutrient loss from the Chesapeake Bay Watershed (Kovzelove et al., 2010; U.S. Environmental Protection Agency, 2010) and Mississippi River Basin (National Research Council, 2008).

Phosphorus inputs to fresh waters can accelerate eutrophication (Carpenter et al., 1998). Although nitrogen (N) and carbon (C) are also essential to the growth of aquatic biota, most attention has focused on P because of the difficulty in controlling the exchange of N and C between the atmosphere and water, and fixation of atmospheric N by some blue-green algae (Schindler et al., 2008). Thus, control of P inputs is critical to reducing freshwater eutrophication. For water bodies with naturally higher salt content, as in estuaries, there are likely unique site-specific critical concentrations of both N and P that gene-

rally limit aquatic productivity (Howarth et al., 2000).

Eutrophication has been identified as the main problem in surface waters having impaired water quality (U.S. Environmental Protection Agency, 2002). Eutrophication restricts water use for fisheries, recreation, industry, and drinking, due to the increased growth of undesirable algae and aquatic weeds and oxygen shortages caused by their death and decomposition. Also, periodic blooms of cyanobacteria and other harmful algal blooms contribute to a wide range of water-related problems including summer fish kills, unpalatability of drinking water, and formation of trihalomethane during water chlorination. Clearly the incidences and severity of blooms has increased over the last 50 years.

In the last 15 years, efforts to reduce or control eutrophication and to lessen further impairment have transitioned from dealing with the effects of eutrophication to identifying and targeting the sources of nutrients in a watershed for treatment. As a result, targeted management strategy is now in place in most impaired waters of the U.S., as for example in the New York City drinking water supply watersheds, Chesapeake Bay Watershed, Florida's island and coastal waters, Lake Erie Basin, and Mississippi River Basin (Sharpley et al., 2003; U.S. Department of Agriculture and Environmental Protection Agency, 1999).

¹Department of Crop, Soil, and Environmental Sciences, Division of Agriculture, University of Arkansas, Fayetteville, AR 72701.



Strategically targeting these management strategies to critical areas of the landscape and to regions of the country, where there is the potential for an accumulation of nutrients, is key to minimizing the impact of agricultural P-related water quality issues.

This paper will present and discuss:

1. The development of scientific principles behind recent efforts to remediate P-related water quality impairment;
2. How that scientific understanding of P fate and cycling in soils and water has been transferred into practices and technologies that support conservation strategies to minimize P loss; and
3. How science and practices have either led to new policies or changed existing policies guiding P use and management in agricultural systems.

THE SCIENCE OF P USE, FATE AND MANAGEMENT

P Cycling in Agricultural Systems

Improvements in agriculture since the 1950's have dramatically increased grain and protein production in a very cost effective manner. The specialization and fragmentation of crop and animal production systems, however, has brought new pressures to bear on agricultural management within watersheds. Fertilizers are produced (i.e., N) or imported (i.e., P) to areas of grain production. The grain and harvested P are then transported to areas of animal production, where inefficient animal utilization of nutrients in feed (< 30% utilized) are excreted as manure. This has led to a large-scale, one-way transfer of nutrients from grain to animal-producing areas that crosses watershed and even national boundaries and has dramatically broadened the emphasis of watershed management strategies (figure 1).

As a result, the potential for P surpluses in regions with a concentration of confined livestock feeding operations can be much greater than in cropping systems where nutrient inputs become dominated by livestock feed rather than fertilizer purchased explicitly for application to crops. As the intensity of animal production within a watershed increases, more P must be recycled, the P farm surplus (input-output) becomes greater, soil P levels increase, and the overall risk of P runoff tends to increase (Pote et al., 1996; Haygarth et al., 1998; Sharpley, 2000; Torbert et al., 2002; Dave-rede et al., 2003; Withers et al., 2003).

The fate of P in agriculture is depicted in figure 2. Several soil and crop factors, including: soil P sorption capacity, crop type, P application type, method and rate, and land management, influence plant uptake of P (Pierzynski and Logan, 1993; Sims and Sharpley, 2005). Phosphorus loss by leaching is generally greater in sandy, organic, or peaty soils - those with low P adsorption capacities; and in soils with substantial preferential flow pathways (Sharpley and Syers, 1979; Bengtson et al., 1988; Sims et al., 1998) (figure 2). Phosphorus transport is generally greater in surface runoff than in subsurface flow, depending on: the rate, time, and method of P application; form of fertilizer or manure applied; amount and time of rainfall after application; and land cover.

Soil test P and Runoff P Relationships

In the absence of surface water quality standards oriented toward minimizing eutrophication in the early 1990's, and without research data, several states recommended threshold STP levels that are perceived to limit eutrophic runoff. However, care must be taken on how STP results are interpreted for environmental purposes. Interpretations given on soil test reports (e.g., low, medium, optimum,

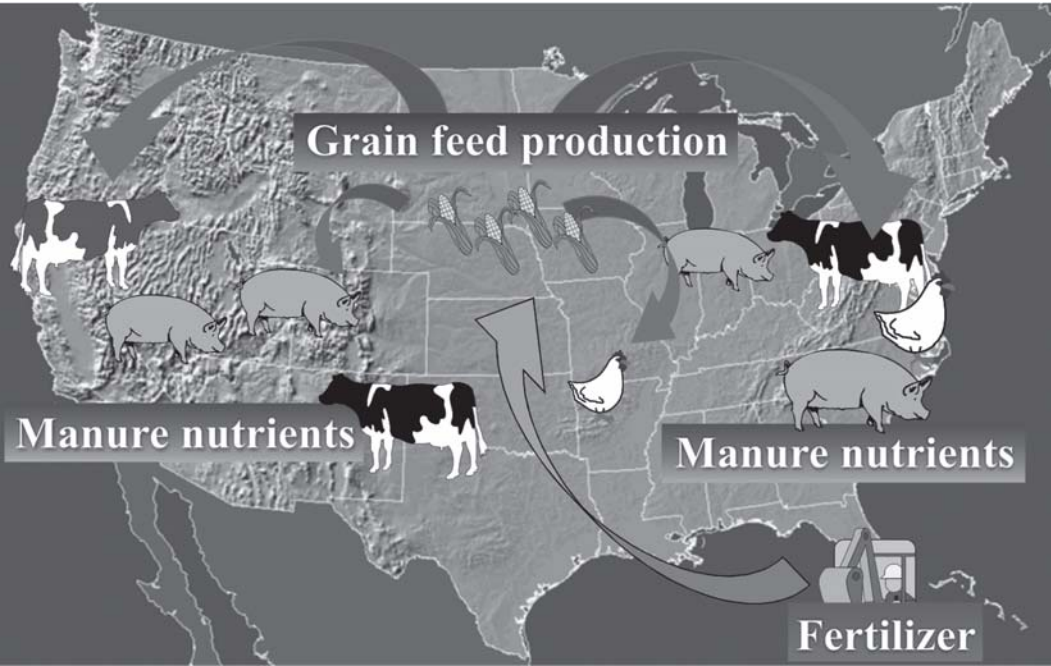


Figure 1. Grain and animal production systems have evolved in spatially separate areas leading to localized accumulations of nutrients in manure.

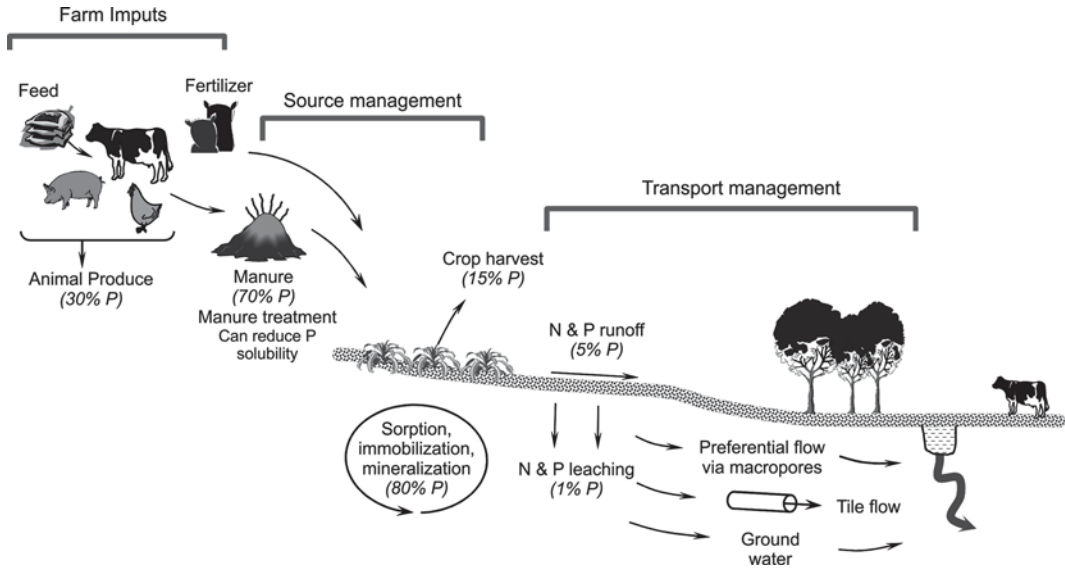


Figure 2. Factors affecting the fate of N and P in agriculture, representing their potential impact on soil, water, and air quality. Numbers in parentheses are based on an approximate farm nutrient balance and relative fate of N and P as a percentage of load (Farm inputs) or percentage of fertilizer and manure (Nutrient use and land management) (adapted from Bouwman and Booi, 1998; Duxbury et al., 1993; Howarth et al., 2000; Sims and Sharpley, 2005).

and high) were established based on the expected response of a crop to P.

Some people simply extended the levels used for interpretation for crop response and to say that if STP was above

the level where a crop response is expected, then it is in excess of crop needs and, therefore, is potentially enriching runoff with P (figure 3).

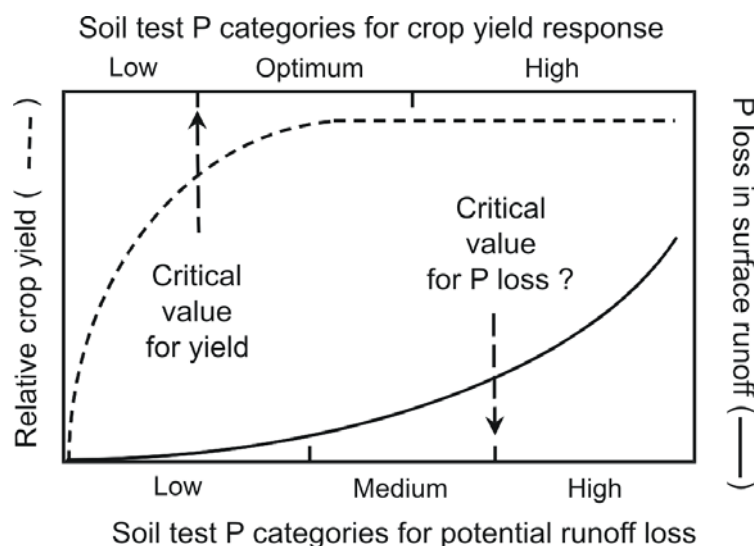


Figure 3. As soil P increases so does crop yield and the potential for P loss in surface runoff. The interval between the critical soil P value for yield and runoff P will be important for P management.

However, two factors are of critical importance to the debate on how to use soil test P in environmental risk assessment. Firstly, the gap between crop and environmental soil P thresholds reflects the difference in soil P removed by an acid or base extractant (i.e., Mehlich, Bray, Olsen agronomic tests) and by less invasive water (i.e., simulating extraction of soil P by runoff water), which is soil specific (figure 3). Secondly, soil P is only one of several factors influencing the potential for P loss, therefore soil test P should not be used as the sole criteria on which to base P management planning.

Considerable field-based research has provided data suggesting the use of water extractable soil P as an environmental test, which is independent of soil type, to assess the potential for soil to enrich runoff with dissolved P (Pote et al., 1996; McDowell and Sharpley, 2001). The extraction of soil with water closely mimics the interaction between surface soil and rainfall and the subsequent release of P to runoff water than do acidic or basic STP extractants. Pote et al. (1999a, 1999b), Hooda et al.

(2000), Torbert et al. (2002), Andraski and Bundy (2003), Andraski et al. (2003), and Daverede et al. (2003), all reported water extractable soil P to be closely related to runoff dissolved P for both grassed and cropped plots, at a similar or greater level of significance than Bray-1 and Mehlich-3 extractable soil P (Vadas et al., 2005). Increasingly, investigators are using water extractable P in lieu of runoff data in lab studies aimed at comparing environmental and agronomic effects.

Several studies have found a change or break point in the relationship between STP and the concentration of P in surface runoff and subsurface flow of leached water. One of the first to report this was Heckrath et al. (1995) who found that STP (as Olsen P) $>60 \text{ mg kg}^{-1}$ in the plow layer of a silt loam, caused the dissolved P concentration in tile drainage water to increase dramatically (0.15 to 2.75 mg L^{-1}). They postulated that this level, which is well above that needed by major crops for optimum yield (about 20 mg kg^{-1} ; Ministry of Agriculture, Food and Fisheries, 1994), is a critical change point above which the potential for P

movement in land drains greatly increases. Subsequently, Maguire and Sims (2002a) found that STP as estimated by water, 0.01 M CaCl_2 , or Mehlich 3 extraction were related to dissolved P in leachate from 20 cm intact columns of soil from the Delmarva Peninsula. Change points of 1.86, 1.6, and 181 mg kg^{-1} were obtained for water-, CaCl_2 , and Mehlich 3-P, respectively, with the slopes of the relationship between soil P and dissolved P five times greater above than below the change point for water, seven times for CaCl_2 , and 41 times for Mehlich-3 P (Maguire and Sims, 2002a). Bond et al. (2006) reported a Mehlich-3 P change point of 115 mg kg^{-1} using water extractable P as an indicator of potential P concentration in leachate for several North Carolina soils. These and other change points are listed in table 1.

Another method used to determine environmental soil P thresholds is esti-

mation of the degree of P sorption saturation (DPS), which is based on the premise that the saturation of P sorbing sites for a soil determine P release (intensity factor) as well as the level of soil P (capacity factor) (Breeuwsma and Silva 1992; Kleinman and Sharpley, 2002). For example, soils of similar STP may have differing capacities to release P to runoff, based on the fact that P would be bound more tightly to clay than sandy soils (Sharpley and Tunney, 2000). Phosphorus sorption saturation can also represent the capacity of a soil to sequester further P addition and thereby enrich runoff P (Lookman et al., 1996; Schoomans et al., 1987). The addition of P to a soil with a high DPS will enrich runoff P more than if P was added to a soil with a low P sorption saturation, independent of STP (Leinweber et al., 1997; Sharpley, 1995a). Traditional techniques to estimate soil DPS have re-

Table 1. Change point values reported for the relationship between soil test P estimates (x) and runoff or leachate P estimates (y).

Reference	Location	Obs.	Soil P estimate (x)	P loss estimate (y)	Change point	Regression slope	
Before After							
Soil test P estimate, mg kg ⁻¹							
Bond et al. (2006)	North Carolina	25	Mehlich-3	Water soluble soil P	115	0.02	0.2
Heckrath et al. (1995)	England	~33	Olsen P	Dissolved leachate P	56	-	-
Jordan et al. (2000)	N. Ireland	42	Olsen P	Dissolved runoff P	22	0.001	0.048
	England	43	Olsen P	Dissolved leachate P	35	-	-
McDowell and Sharpley (2001)	Pennsylvania	75	Mehlich-3	Dissolved runoff P	185	-	-
				Dissolved leachate P	193	-	-
					8.6	0.025	0.12
Maguire and Sims (2002a)	Delmarva Peninsula	105	0.01 M CaCl2	Leachate dissolved P	8.6	0.034	0.25
			Mehlich-3		181	0.0003	0.0124
Sims et al. (2002)	Delaware	120	Mehlich-3	Dissolved leachate P	235	0.0023	0.0147
Degree of soil P sorption saturation, %							
Butler and Coale (2005)	Beltsville, MD	40	Oxalate	Water soluble soil P	34	0.11	0.61
	Poplar Hill, MD	40	Oxalate	Water soluble soil P	25	0.04	0.8
	Queenstown, MD	40	Oxalate	Water soluble soil P	30	0.07	1.1
	Upper Marlboro, MD	40	Oxalate	Water soluble soil P	28	0.1	0.79
Casson et al. (2006)	Alberta	47	Mehlich-3	Water soluble soil P	3-44	-	-
Hooda et al. (2000)	England	320	Oxalate	Water soluble soil P	10	-	-
Maguire and Sims (2002b)	Delaware	105	Oxalate	Leachate dissolved P	56	0.0026	0.108
Nair et al. (2004)	Florida	69	Mehlich-3	Water soluble soil P	16	0.06	0.201
Nelson et al. (2005)	North Carolina	60	Oxalate	Water soluble soil P	45	0.001	0.14
Sims et al. (2002)	Delaware	120	Mehlich-3	Dissolved runoff P	0.13	0.024	4.33
				Dissolved leachate P	0.2	0.0098	28.44



lied upon methods that are not commonly performed by soil testing laboratories, such as acid ammonium oxalate extraction in the dark (e.g., Shoumans and Breeuwsma, 1997) and P sorption isotherms (e.g., Sharpley, 1995b). Recent research has shown DPS in acidic soils can be reliably estimated from Mehlich-3 extractable Al and Fe (primary components of P sorption) and P (Beauchemin and Simard, 1999; Kleinman and Sharpley, 2002; Nair and Graetz, 2002). Change points in DPS, above which the concentration of P in runoff or release to soil water increases, have been found to range from 15 to 56% for several studies detailed in table 1.

In summary, the identification of change or break points in the relationship between STP and runoff P supported the existence of a STP threshold, above which the release of soil P to runoff was greater than below it. However, several studies have not found the existence of such a threshold break point, which limits its widespread use in delineating and upper environmental soil P limit or threshold. Similarly for DPS, change points are not always obtained and use of Mehlich-3 or oxalate extraction derived values, limit the applicability of this method to noncalcareous soils, where soil P reactions and chemistry are dominated by Al and Fe compounds in soil. Again, this limits use of a DPS approach across the U.S., that would encompass calcareous or Ca-reaction dominated soils.

P Loss Risk Assessment

*Critical source area management-*Transport of N and P from agricultural watersheds depends to a large extent upon the coincidence of source (soil, crop, and management) and transport factors (runoff, erosion, and proximity to water course or body) (figure 3). Source factors relate to watershed areas with high potential to contribute to N and P export. For N, amounts applied in excess

of crop requirements can be leached from the soil profile by percolating water. For P, source areas often are spatially confined and limited in extent, generally reflecting soil P status and fertilizer and manure P inputs (Gburek and Sharpley, 1998; Pionke et al., 2000). This knowledge forms the scientific basis for P loss risk assessment tools, such as the P Index (Lemunyon and Gilbert, 1993). More information on the P Indexing approach to assessing site risk to P loss can be found in Osmond et al. (2006 and 2012) and Sharpley et al. (2003 and 2012b).

Transport factors determine whether nutrient sources translate into nutrient losses. Nitrogen transport from agricultural land generally occurs on a watershed scale. Source factors tend, therefore, to govern the magnitude of N loss, while transport factors dictate the time lag or delay caused by percolation through various soil layers. Nitrogen loss on cropland depends upon the balance between N added (amount, timing, and form of N) and crop removal. The rate of N loss through leaching (transport factor) depends upon soil properties (primarily texture and permeability) and the amount of water available to drain through the soil profile (rainfall and irrigation).

Phosphorus transport generally occurs from hydrologically active areas in a watershed where surface runoff contributing to streamflow is coincident with areas of high soil P (Gburek and Sharpley, 1998; Gburek et al., 1996). For example, Pionke et al. (1996) reported that 90% of annual P exported ($0.63 \text{ kg}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) from a south central Pennsylvania watershed occurred during storm flow as surface runoff on saturated areas extending no more than 60 m from the stream channel and which itself accounted for only 10% of annual runoff. In contrast, only 20% of nitrate export was associated with storm events; the remaining 80% was exported in baseflow ($6 \text{ kg}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$), which came from a larger recharge area



of the watershed. Even in regions where subsurface flow pathways dominate, areas contributing P to drainage water appear to be restricted to soils with high soil P saturation and hydrologic connectivity to the drainage network. For example, Schoumans and Breeuwsma (1997) found that soils with high P saturation contributed only 40% of total P load, while another 40% came from areas where the soils had only moderate P saturation but some degree of hydrological connectivity with the drainage network.

In the U.S., a site assessment tool, or P Index, was proposed in 1993 and eventually adopted into the U.S. Department of Agriculture's Natural Resource Conservation Service (NRCS) Conservation Practice Standard for nutrient management (i.e., the NRCS 590 Standard). The P Index was designed to identify and rank critical source areas of P loss based on site-specific source factors (soil P, rate, method, timing, and type of P applied) and transport factors (runoff, erosion, and proximity to streams) (Lemunyon and Gilbert, 1993). The fundamental advantage of the P Index is to enable targeting of remedial management to critical source areas where high P source and transport potential coincide. This approach differed profoundly from others that are based solely on soil P concentrations. Although they require more information on site source and transport conditions, P Indices more reliably identify nonpoint sources of agricultural P and provide greater flexibility in remedial options and more cost-effective management recommendations.

Currently, 47 U.S. states have adopted the P Index as a site assessment tool to identify critical source areas and target remedial practices (Sharpley et al., 2003). In addition, versions of the P Index have been proposed for several Canadian provinces and Scandinavian countries (e.g., Finland, Norway, and Sweden). As different versions of the P Index have emerged, ostensibly to ac-

count for local topographic, hydrologic, soil, land use, and policy conditions; so too have differences in the P management recommendations that are made using the P Index. A survey of 12 P Indices from states in the southern U.S. revealed major differences in the way that Indices, even those from neighboring states, rated site vulnerability to P loss (Osmond et al., 2006). Differences in management inferences derived from those P Index ratings for the same fields, ranged from recommending no restrictions on field management (continue status quo or N-based management) to recommending the most restrictive remedial actions (no further P additions allowed). In addition to an obvious absence of cross-border coordination in Index development, some of this disparity may be attributed to the paucity of validation efforts by individual states to fully justify their version of the P Index. Some states have pursued rigorous validation of the P Index, or at least quantitative calibration of P Index components using tools such as rainfall simulators and unit source watersheds (e.g., Delaune et al., 2004; Harmel et al., 2005; Butler et al., 2010). However, many states have not had the resources, ability, or motivation to test the alternative versions of P Indices they have promulgated. Differences in state P Index performance also point to the complex nature of critical source areas and the inherent difficulty in their identification.

The lesson of Osmond et al. (2006), coupled with a poor public understanding of the P Index and public impatience over the slow rate of water quality improvements following P Index implementation, have culminated in a review and revision of the U.S. standard for nutrient management; the NRCS 590 Standard. In regions where P management has been highly politicized (e.g., Chesapeake Bay Watershed), there have been proposals to supplant the P Index with single, soil-based management gui-



delines that are easier for the public to understand. These proposals force more restrictive outcomes of site assessment, essentially using site assessment to drive local export of manure to other regions, but have had little to do with the substance of the Index itself, which includes soil P as a principal «source» factor.

Many U.S. state P Indices are currently being revised to address some of the limitations described above. In addition, there has been a movement toward developing versions of the P Index that estimate runoff P loads. A growing number of states (e.g., Iowa, Oklahoma, Wisconsin, and Texas) have unveiled tools that estimate edge-of-field or watershed level P load changes with alternative management scenarios. Such load prediction tools directly report the potential water quality outcome of management changes (e.g., $\text{kg P ha}^{-1}\text{.yr}^{-1}$) and are in particular demand by agencies and end users focused on enumerating watershed management outcomes. However, critics argue that the precision of the load predictions belie the uncertainty in the estimations, and that, at a minimum, are not scalable between field and watershed.

Major advances have been made toward representing P source availability in the P Index, even unearthing failings in established P routines used by most fate-and-transport models (e.g., Vadas et al., 2007). However, representation of transport processes has been more elusive. Quantifying flow, a requirement of P load estimation, requires robust models that can reconcile field, landscape and, depending upon the inference scale, watershed hydrologic processes. Thus, debate remains over the appropriateness of using P Indices to predict edge-of-field P loss.

As P Indices evolve to load estimation tools, it is inevitable that they will be applied to the task of reconciling water quality thresholds with watershed mana-

gement options. One of the first steps in this process is to determine whether the tool should estimate P loads (e.g., $\text{kg P.ha}^{-1}\text{.yr}^{-1}$) or concentrations (mg L^{-1}). This determination requires input by scientists and policy-makers, alike. In the U.S., Clean Water Act regulations for impaired watersheds are based upon load allocations to particular land uses. Therefore, estimating P loads makes sense from the standpoint of regulatory convention. However, trophic response thresholds are generally tied to concentrations in a water body. For instance, in the cold, dry prairie region of Canada, Salvano and Flaten (2006) reported ranges in average P loads of only 0.02 to $0.16 \text{ kg P ha}^{-1}\text{.yr}^{-1}$ for 14 regional watersheds. These loads were very low, even though P concentrations in surface waters were well above eutrophication thresholds (from 0.05 to 0.38 mg.L^{-1}). Secondly, the interpretive thresholds for determining the degree of change in management required for a critical source area, should consider the overall target for P loading or concentrations in the watershed.

PUTTING THE SCIENCE ON P FATE AND TRANSPORT INTO PRACTICE

Source Management

Careful nutrient management planning on a field-by-field and farm basis is a major component of any on-farm remedial action plan to minimize the risk of nutrient loss from agricultural lands (table 2 and figure 2). This basically follows the «4R» nutrient management approach espoused by the International Fertilizer Association (2009) and International Plant Nutrition Institute (2014), which is adding P at the Right rate to match crop needs, in the Right source, at the Right time, and in the Right place (figure 4).

Table 2. Beneficial management practices to minimize the loss of nutrients from agriculture.

Practice	Description	Impact on loss	
		P	N
Farm inputs			
Crop hybrids	Low phytic-acid corn reduces P in manure	Decrease	Neutral
Feed additives	Enzymes increase nutrient utilization by animals	Decrease	Decrease
Feed supplements	Match animals nutritional requirements	Decrease	Decrease
Source management			
Crop requirements	Nutrient applications based on crop N &/or P needs	Decrease	Decrease
Pre-sidedress N Test	PSNT can aid accurate split N applications	Neutral	Decrease
Soil P testing	Nutrient applications based on soil P availability	Decrease	Neutral
Tissue testing	N applications can be tailored to crop needs	Neutral	Decrease
Cover crops/residues	If harvested can reduce residual soil nutrients	Decrease TP Increase DP	Decrease
Site-specific management	Use of GIS & GPS to apply and manage nutrient sources	Decrease	Decrease
Method of application	Incorporated, banded, or injected in soil	Decrease	Decrease
Rate of application	Match crop needs	Decrease	Decrease
Source application	Sources can differ in their P & N availability	Decrease	Decrease
Timing of application	Avoid application to frozen ground Apply during season with low runoff probability	Decrease	Decrease
Transport management			
Conservation tillage	Reduced and no-till increases infiltration and reduces soil erosion	Decrease TP	Decrease TN
		Increase DP	Increase NO ₃
Strip cropping, contour tillage, terraces	Reduces transport of sediment-bound nutrients	Decrease TP	Decrease TN
		Neutral DP	Neutral NO ₃
Conservation cover	Permanent vegetative cover increases soil infiltration and water holding capacity	Decrease	Decrease
Invert stratified soils	Redistribution of surface P through profile by plowing	Decrease	Neutral
Buffer, riparian, wetland areas, grassed waterways	Removes sediment-bound nutrients, enhances denitrification	Decrease TP	Decrease
		Neutral DP	
Critical source area treatment	Target sources of nutrients in a watershed for remediation	Decrease	Decrease

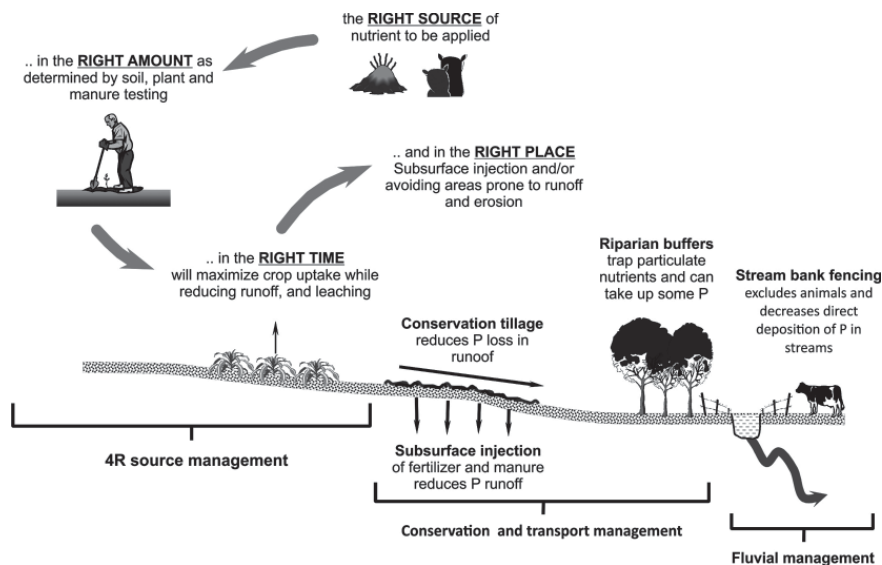


Figure 4. «4R» nutrient source management and conservation management of phosphorus in agricultural production systems.



The Right Rate

Fertilizer P rates are usually established by crop need and modified by the amount already in the soil, as determined by established soil test P methods. In the case of commercial fertilizer P, applications can be tailored to match crop needs and minimize excessive soil P accumulation, because an economic disincentive exists to avoid applying too much costly fertilizers.

The Right Source

Fertilizer nutrients can be formulated to match crop needs; however, manures have more P than N compared with crop needs. For instance, the ratio of N: P in manure (2 to 4:1) is three to four times lower than that taken up by major grain and hay crops (8:1). As a result, application of manure to meet crop N needs, applies three to four times more P than annual crop needs. Repeatedly applying manure at rates to provide sufficient N, will increase soil P levels and the risk of P runoff. On the other hand, application of manure to meet crop P needs will apply insufficient N, putting an economic burden on farmers to purchase costly mineral N.

To address this, there needs to be a greater exchange and coordination of information among researchers, farm advisors, and fertilizer consultants, to increase the awareness and availability of different fertilizer formulations. Awareness of the range of nutrient formulations commercially available to farmers can help farmers tailor N, P, and K additions to crop needs and what is already in the soil and available for plant uptake.

The Right Time

Many studies show the loss of P in runoff relates directly to the timing of applied P (Dampney et al., 2000; Sims and Kleinman, 2005; Sharpley et al., 2007). Avoiding applications within a few days of expected rainfall can minimize

runoff losses due to the sorption of added P with soil. Several studies show, for example, reductions in N and P losses with an increase in the length of time between manure application and surface runoff (Sharpley, 1997; Westerman et al., 1983; Edwards and Daniel, 1993; Djodjic et al., 2000). These reductions can be attributed to the reaction of added P with soil and dilution of applied P by infiltrating water from rainfall that did not cause surface runoff. However, timing the application of P to avoid times of the year when the risk of rain-induced runoff is greatest, must be tempered with providing the nutrients at the time of most active plant uptake,

The Right Place

Because of the relative immobility of P in soil, placement of fertilizer P is generally more critical for plant availability than is the case for fertilizer N. The incorporation of manure into the soil profile, either by tillage or subsurface placement, reduces the potential for P runoff. For example, Mueller et al. (1984) showed incorporation of dairy manure by chisel plowing reduced total P loss in runoff from corn 20-fold, compared to no-till areas receiving surface applications.

Conservation and Transport Management

Transport management refers to efforts to control the movement of P from soils to sensitive locations such as bodies of fresh water (table 2 and figure 2). Phosphorus loss via surface runoff and erosion may be reduced by conservation tillage and crop residue management, buffer strips, riparian zones, terracing, contour tillage, cover crops, and impoundments or ponds. These practices tend to reduce rainfall impact on the soil surface, reduce runoff volume and velocity, and increase soil resistance to erosion. However, none of these mea-



asures should be relied on as the sole or primary practice to reduce P runoff.

Adoption of conservation measures has been encouraged in many areas. In the U.S. for example, Gulf of Mexico hypoxia has led to a large scale initiative to implement conservation practices in the contributing Mississippi River Basin in the U.S. (Dale et al., 2010). The Mississippi River Basin drains 41% of the U.S. (or 1,245,000 miles²). Thus, spatially expansive sources of P and the relative contributions of municipalities, industries, and agriculture, create system complexities that should not limit action by any one entity. Recent model estimates (USGS-SPARROW; Alexander et al., 2008) suggest that up to 85% of the P and N entering the Gulf of Mexico originate from agriculture. Government agencies charged with implementing and compliance of conservation programs used these model estimates to prioritize allocation of conservation cost-share funding under the 2009 Healthy Mississippi River Basin Initiative (\$320 million over 5 years) to 41 of the top contributing sub-watersheds in 13 states along the Mississippi River corridor (U.S. Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service, 2009). One unique aspect of this program has been the provision for financial incentives to farmers to conduct edge-of-field monitoring to quantify the effectiveness of conservation practices to reduce nutrient runoff. These initiatives have been very successful in getting conservation systems implemented on a large acreage of agricultural lands to help farmers address water quality concerns. However, a transparent framework is needed to document and verify on-the-ground conservation practices to ensure farmers are credited with accurate reductions.

Discovery Farms Approach

While there are many sources of nutrients, the contribution of agriculture, in

particular intensive livestock and crop production, has received increased attention to reduce nutrient losses (U.S. Environmental Protection Agency, 2010). This attention has been fueled by recent modeling efforts and surveys that have suggested that agriculture remains a major contributor of nutrients to surface waters and thereby to their impairment (U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service, 2010). For instance, a recent model estimates suggest that up to 85% of the P and nitrogen (N) entering the Gulf of Mexico originates from agriculture (Alexander et al., 2008). While these estimates are based on large-scale modeling within the Mississippi River Basin, there have been few farm-scale studies of P and N loss from agricultural production systems in the Basin, particularly the Lower Mississippi Alluvial Valley, especially largely agricultural states of Arkansas and Mississippi (Lower Mississippi Alluvial Valley; Dale et al., 2010; U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service, 2010; Kröger et al., 2012).

This has resulted in growing pressures being placed on agricultural producers to minimize nutrient and sediment associated water quality concerns globally (Boesch et al., 2001; Rabalais et al., 2001; Richards et al., 2009 and 2010). Local water quality issues in Arkansas have placed additional pressures on farmers to defend their practices and to document the benefits of their conservation practices already in place. The pressure over potential water quality impacts originating from agricultural operations has prompted controversy and created an emotional issue among agricultural producers who feel they have been unfairly targeted. Because of this pressure, the Discovery Farm Program was developed in Wisconsin some 10 years ago (Stuntebeck et al. 2011 and <http://www.uwdiscoveryfarms.org/Home.aspx>).

There are now four states in the USA, with similar programs based on the Wisconsin model that include Arkansas, Iowa, Minnesota, and North Dakota.

The Arkansas Discovery Farm Program (ADFP) is an effective stakeholder-driven environmental research and demonstration program, where extensive water quality monitoring systems, equipment, and protocol are installed on real, working farms to document environmental impact and to research the potential of alternative practices to reduce off-farm impacts. The overall goal of the program is to document sustainable and viable farming systems that remain cost-effective in an environmentally sound manner, with the following objectives:

1. Conduct on-farm research and monitoring to assess the need for and effectiveness of best management practices (BMPs).
2. Provide on-farm verification and documentation of nutrient and sediment loss reductions and water conserva-

tion in support of nutrient management planning and sound environmental farm stewardship.

3. Develop and deliver educational programs from on-farm data that will assist producers in achieving both production and environmental goals in support of sustainable farming.

Documenting environmental impacts of farming systems, as well as evaluating the efficacy and cost-effectiveness of alternative practices, will bridge a knowledge gap that now keeps farmers, natural resource managers, and decision-makers from confidently taking effective actions that ensure both economic and environmental sustainability. The ADFP, as well as the formation of strong partnerships, has the potential to affect millions of agricultural acres across the Mississippi River Basin.

Nine ADFs in four distinct physiographic farming regions around the state constitute the present program (figure 5 and table 3). Dominant Arkansas far-

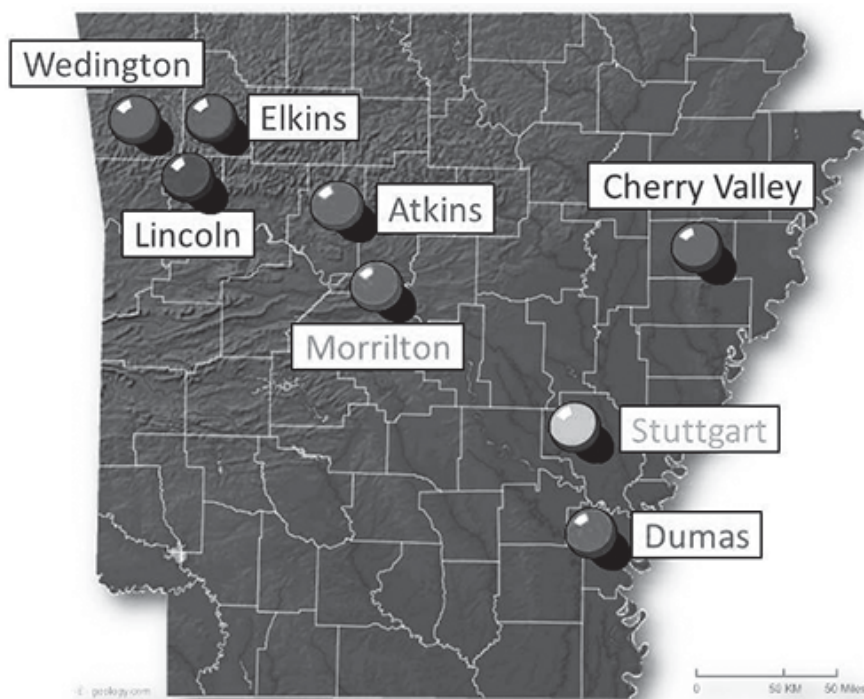


Figure 5. Map of Arkansas Discovery Farms.

Table 3. Arkansas Discovery Farms.

Location	Farm	Size ha	Farm operation	Measures assessed
Atkins	Maus	400	Corn, soybean, and rice	Cover crops
Cherry Valley	Clements	650	Rice and soybean	Conventional tillage
Cherry Valley	Wood	1100	Rice and soybean	No-tillage edge-of-field buffers
Elkins	Marley	900	Broiler poultry (250,000 birds) and beef grazing (250 head)	Runoff from production area
Lincoln	Moore	250	Broiler poultry (200,000) and corn	Runoff from production area
Morrilton	Willow Bend	1050	Irrigated Bermuda pasture, beef (300 head), and corn	Nutrient management and wetland capture of runoff
Stuttgart	Dabbs	600	Corn, rice, and soybean	Water harvesting and reuse and conservation tillage
Dumas	Stephens	600	Cotton and corn	Cover crops and conservation tillage
Wedington	Morrow	100	Beef and sheep grazing	Rotational grazing

ming systems are represented and include livestock (broiler poultry along with beef and sheep grazing) in northwest Arkansas and crop production enterprises in eastern and southern Arkansas.

Field Methodology

Only operations reflective of typical farming systems are used where edge-of-field monitoring will determine runoff volume as well as nutrient and sediment loss from a minimum of three sites where specific conservation practices are installed and with a fourth untreated site acting as a control. Thus, we typically equip three to four sites (fields) with monitoring stations which allows us to conduct field by field comparisons or compare two to three scenarios with a control site. Because we conduct this

research on real-working farms at a field-scale, we cannot usually predetermine what specific factors to investigate without first meeting with the farmer and conducting a thorough farm reconnaissance. Furthermore, a control site may not always be available for the length of the study (5 year minimum) on a commercial farm, and in these cases time after implementation of a BMP is used to evaluate nutrient reduction potentials.

The BMPs that are evaluated are specific to the particular farm and the needs of the farmer. As field, farm, and watershed level response to conservation practice implementation can take several years to be fully manifested, site monitoring occurs for a minimum of 5 years to ensure that reliable water quality response changes can be documented.



Specifically, monitoring at each site is comprised of runoff and water flow measured by strategically located gauged flumes or weirs, along with auto-samplers to collect water samples for analysis of nutrients and sediments during flow – runoff events. At each field site, surface runoff water leaving a field is measured at existing discharge points, such as outlets or standpipes already in place as part of the field management and drainage operation. These pipes accumulate runoff water leaving a field to one point where we can continuously measure flow volume and rate by automatic stage height and transducers. Where no such outlet exists, we construct berms at predetermined positions to direct surface runoff to a single collection point where we install a flume or weir, depending on the size of the field, drainage area, and potential receiving water volumes, to continuously measure flow volume and rate as above.

At each field outlet site, an automatic water sampler is installed to collect runoff samples at predetermined intervals during a discharge event. For example, each sampler is programmed to collect one hundred, 100 mL samples integrated across various stages of the flow hydrograph, or up to a total of 10 L during each runoff event. Each sample is collected and analyzed following protocol set forth by the U.S. Environmental Protection Agency for suspended solids, sediment, nitrogen, and phosphorus. A sample is collected on a unit flow basis, such that a composite flow-weighted sample for the whole discharge event is obtained. This sample is collected from the auto-sampler within 24 hours of collection for determination of N, P, and sediment concentration, in order to follow EPA standards for sample collection, handling, and analysis.

PROGRAM GOVERNANCE AND OVERSIGHT

While the University of Arkansas Division of Agriculture provides leadership and expertise to ensure that data is collected in a scientifically rigorous and valid manner, the program is led by ADFP Stakeholders and Technical committees (table 4) consisting of leaders from agricultural organizations and one reserved for environmental organizations. Currently, the Nature Conservancy and Arkansas Department of Environmental Quality (ADEQ) serve on our Stakeholder and Technical Advisory Committees to ensure transparency among all stakeholders.

In addressing water resource issues, partnerships are essential. Our partners include both public and private entities. One interesting aspect of our partnership is the participation of the ADFs in the Mississippi Healthy River Basin Initiative (MRBI) program (U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service, 2009). The Natural Resource Conservation Service (NRCS) administers this financial incentive program (\$320 million) for agriculture in thirteen states along the Mississippi River Corridor. One of the unique aspects of this program is that NRCS provides financial incentives to farmers to conduct edge-of-field monitoring.

Preliminary results from the Arkansas Discovery Farm Program

Below, we present preliminary findings of five of the nine ADFs that span no more than two years of monitoring on any one farm. As ADF has been operating for only 2 years, this short length of monitoring is not adequate to define current management impacts on water quality or quantify the benefits of implemented BMPs. The information is pre-

**Table 4.** Members of the Arkansas Discovery Farm Committees.

Technical	Stakeholder Involvement
Arkansas Natural Resources Commission	Arkansas Dairy Producer
Arkansas Association of Conservation Districts Conservation Districts	Arkansas Association of
Arkansas Department of Environmental Quality	Arkansas Farm Bureau
Natural Resource Conservation Service	USA Rice Federation
Arkansas State Plant Board Association	Arkansas Cattlemen's
Arkansas Livestock and Poultry Commission	Arkansas Nature Conservancy
Arkansas Game and Fish Commission	Poultry Producers
International Plant Nutrition Institute Association	Arkansas Rural Water
Arkansas Forestry Commission Association	Arkansas Pork Producers
U.S. Geological Survey	Arkansas Soybean Association
Arkansas Farm Bureau	Arkansas Forestry Association
	Arkansas Agricultural Council

sented, however, to demonstrate the potential of an on farm monitoring program on nutrient and sediment runoff and water use efficiency.

Cherry Valley Farms

Over the last the first two years of monitoring N, P, and sediment concen-

tration in runoff from both the Clements and Wood Farm fields were similar (table 5). Over the two years of monitoring at this site, it is clear that implementation of conservation measures on the Wood Farm had little effect to lower nutrient concentrations of runoff. However, the limited data suggest that sus-

Table 5. Mean annual nutrient and sediment concentrations (mg.L⁻¹) in runoff from soybeans under conventional (moldboard plowed) and conservation (no-till) for 2012 and 2013 at the Cherry Valley Farms.

Sampling location	Diss. P	Total P	Nitrate-N	Total N	Total solids
Clements Farm					
Well water	0.010	0.038	0.05	0.19	500
Field 1	0.071	0.353	0.21	2.18	762
Field 2	0.027	0.285	0.66	3.33	565
Woods Farm					
Well water	0.023	0.064	0.10	0.20	437
Field 1	0.081	0.344	0.40	2.67	532
Field 2	0.095	0.429	0.75	3.78	428



pended sediment concentrations were slightly higher from the conventionally tilled fields (Clements) than from conservation fields (Woods) (table 5). It is expected that with time the effects of conservation tillage and edge-of-field buffers will result in lower nutrient and sediment runoff from the Wood Farm.

Dumas - Stephens Farm

Total N losses in runoff from each field were very low compared to the N applied as fertilizer (table 6). This study wasn't designed to do a mass balance of N applied as change in soil N levels were not measured, however, losses in runoff were compared to the N applied as a way to put losses in runoff in perspective in terms of management. Nitrogen loss in the Shopcot field was an order of magnitude greater than in the other fields. However, much of this N loss occurred during rainfall events in May before nitrogen was applied in June. Two possible explanations include the facts that a cover crop was established in Shopcot and that cotton followed corn in this field while cotton followed cotton in the other fields. Nitrogen mineralization from the decaying cover crop may have acted as a source of N during May or residual soil

N left from the previous corn crop may have been a source. Either way, it appeared that very little of the applied N was lost in runoff. Total P losses were also very low in runoff and were also very low compared to P applied (table 6).

Elkins - Marley Farm

Flumes 1 and 2 collect runoff draining directly from around the poultry houses, and concentrations of N and P are elevated compared with runoff from unfertilized pastures (dissolved P, total P, and nitrate-N were 0.05, 0.1, and 0.5 mg L⁻¹, respectively; Sharpley et al., 2007). However, the concentration of N and P decrease between Flumes 2 and 3 by approximately 3-fold due to the combination of dilution with additional rainfall-runoff and by uptake and deposition. Even so, the concentration of P in field runoff at Flume 3 entering the adjacent creek was elevated compared with ecological thresholds set for the adjacent Illinois River as it crosses from Arkansas to Oklahoma (0.037 mg.L⁻¹; DeLaune et al., 2006; U.S. Environmental Protection Agency, 2001). Sediment concentrations between Flumes 2 and 3 also decreased by nearly a half (table 7). Loads

Table 6. Seasonal total N and P loss in runoff compared to N and P applied for the Stephens Farm, Dumas.

Field	N or P applied (kg.ha ⁻¹)	N or P loss (kg.ha ⁻¹)	Percent loss (%)	Total loss (kg)
Nitrogen				
Homeplace	44	4.62	10.5	114.0
Shopcot	44	0.28	0.7	12.3
Weaver	44	0.73	1.7	31.8
Phosphorus				
Homeplace	11	0.89	8.1	21.8
Shopcot	11	0.20	1.9	8.6
Weaver	11	0.32	3.0	14.1



Table 7. Mean annual nutrient and sediment concentrations (mg.L⁻¹) in runoff from around poultry houses (Flumes 1 and 2), 300 m grassed waterway (Flume 3), and pond receiving runoff from Flume 1 for 2011 to 2013 at the Marley Farm, Elkins.

Farm location	Dissolved P	Total P	Nitrate-N	Total N	Total solids
Flume 1	1.59	1.96	5.38	9.38	200
Flume 2	1.80	2.19	8.69	10.93	276
Flume 3	0.64	0.82	3.59	3.86	157
Pond	0.22	0.44	0.19	2.79	292

will be calculated when flow at each flume is determined. Further the concentration of N and P in the pond was appreciably less than that entering into the pond (table 7). This decrease can be attributed to P sorption by suspended and deposited sediment, dilution, as well as by algal and macrophyte uptake. After an additional year of runoff data, it is planned to treat the pasture between Flumes 2 and 3, to enhance P reduction efficiency.

POLICIES FOR SUSTAINABLE AGRICULTURAL P MANAGEMENT

Legacies of past management

Past land use or land management activities can lead to a long-term legacy of P in watersheds (figure 6). Legacy P refers to P stored in surface soils, ditches, riparian zones, wetlands, stream, and lake sediments from prior land and nutrient management (Meals et al., 2010;

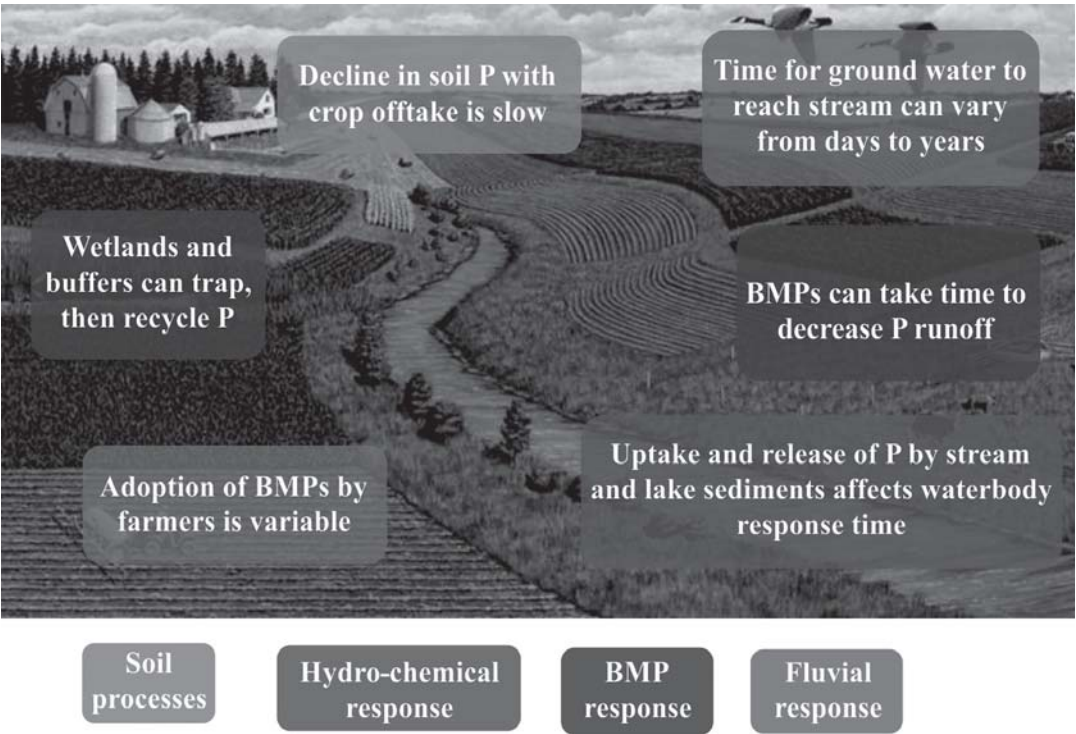


Figure 6. Conceptual representation of natural, managed, soil and BMP processes influencing the lag time for system response.



Sharpley et al., 2013). The stored P can be subsequently re-released as the P storage capacity gradually becomes saturated, or after a change in land use or land management. Lag times associated with release of P from legacy P stores may help explain difficulties in detecting water quality improvements at a watershed scale. For example, where soil test P levels have risen to more than 10 times crop sufficiency levels, it can take a decade or more to 'draw down' soil P reserves to levels where dissolved P in runoff is substantially reduced (Cox et al., 1981; Shulte et al., 2010). However, by developing watershed-scale monitoring that identifies local-scale improvements and associated time lags in water quality as they occur, watershed planners can start to better understand and plan mitigation strategies.

The richly documented history of water quality in the Lake Erie Watershed, outbreaks of harmful algal blooms, and land management in the Watershed over the last 50 years, provides an excellent example of how well-meaning conservation strategies can result in intended and unintended consequences on P fate and transport. Steady declines in P inputs from predominantly agricultural watersheds were measured between 1980 and 1995 with the adoption of conservation practices, such as nutrient management planning that reduced fertilizer and manure applications to corn and soybeans and a transition to no-till cropping.

However, simply implementing conservation practices may not always provide the desired outcomes. For example, despite widespread adoption of conservation in the Lake Erie Watershed, increased losses of P in agricultural runoff over the last decade, have resulted from complex, dynamic, and yet predictable factors. These factors range from those that can be managed, such as accumulation of soil test P (STP) at the

surface of no-till soils, and increase in the acres of tile-drained soils, and fall application of fertilizer nutrients, to those naturally occurring factors such as climate variations, which have increased the amount and intensity of spring and summer rains (Smith et al., 2015). For instance, more fields with tile drainage that connect to ditches and streams have increased, contributing source areas of legacy P to Lake Erie. This slow release of soil and fluvial P is difficult to identify and manage, and can mask or over-ride water quality benefits from current conservation measures to decrease P runoff.

The combination of these factors created a «perfect P loss situation,» which along with more intense summer rains increased P inputs to Lake Erie to record levels in 2010, culminating in the 2014 toxic bloom and water crisis in Toledo, Ohio. In the year that followed this there were at least 25 theories proposed that may have contributed to the harmful and nuisance algal blooms (Smith et al., 2015). However, scientifically valid remedial strategies were not likely to be readily adopted by farmers due to several logistical, practical, and cost limitations (Daloglu et al., 2012; Sharpley et al., 2012a; Michalak et al., 2013). Clearly, the research community needs to work closely with the farming community to generate innovative support, stewardship, reward, and trading program that will empower change.

Environmental thresholds for agricultural P

There is no scientific evidence to support the use of STP or soil P saturation alone to determine the amount of P loss from a field. Even so, the highly significant, positive correlation between STP or DPS and runoff dissolved P concentration is well established (Vadas et al., 2005) and is frequently used to justify the use of thresholds to limit P applica-

tion. However, a wealth of scientific evidence is available documenting that, in addition to STP and/or DPS, P application rate, timing, and method; erosion, runoff, and drainage all influence field P loss. Use of STP or DPS alone will not accurately portray a site's risk for P loss because it does not capture the potential for transport potential of a field. If STP is the only assessment used, P runoff and/or leaching losses might be allowed to continue on sites with high P transport potentials and conversely P application may be restricted although the risk of P loss is low (figure 7). The data in figure 7 are from the FD-36 watershed in south-central Pennsylvania (adapted from that presented in Sharpley et al., 2001). Runoff was collected from 2-m² plots subject to 70-mm hr⁻¹ rainfall (to create 30 min of runoff) across the watershed and related to plot Mehlich-3 STP and soil P saturation of 0 to 5 cm samples collected after rainfall, as well as P Index ratings determined by the Pennsylvania P Index (Sharpley et al., 2001). Of the three methods, the P Index rating best represented the actual loss of P in runoff over the various soil, management, hydrology, and topographic conditions across the watershed (figure 7).

An important lesson from the above analysis is that there were sites with «low» STP and soil P saturation, which had high losses of P due to a combination of factors that include high runoff volumes and / or application of fertilizer or manure. It should be noted that these «low» P sites are above the agronomic response range (i.e., >50 mg P kg⁻¹ as Mehlich-3 soil P). On the other hand, there were sites with low P loss but with high STP or soil P saturation values (figure 7). A similar lack of a strong relationship between STP (as Mehlich-1 soil P) and runoff P loss was demonstrated by Butler et al. (2010) for runoff from nine fields in Georgia, which had received varying amounts and forms of P.

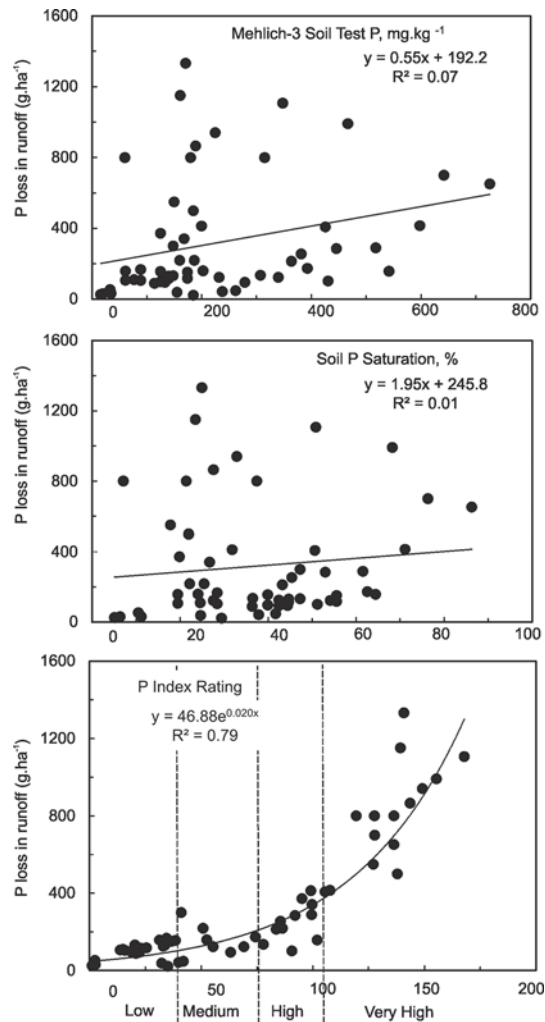


Figure 7. Relationship between the loss of total P in runoff and Mehlich-3 soil test P, soil P saturation, and the Pennsylvania P Index ratings for the plots in the FD-36 watershed, PA (from Sharpley et al., 2001).

Consideration of site hydrology is critical for determining P loss (Gburek and Sharpley, 1998). For instance, Buda et al. (2009) monitored contour-cropped fields on a Pennsylvania hillslope, where the bottom field possessed the lowest relative STP (roughly two-fold lower than the other fields). While this bottom field was the only one that did not receive P amendments during the study period, it yielded runoff volumes roughly 50-fold

greater than the other fields included in the study. Annual loads of P from this hydrologically active field were $>8 \text{ kg ha}^{-1}$, in comparison to 1 kg ha^{-1} or less from the other fields. This study highlights the ability of site hydrology to overwhelm source factors in determining P loss. More importantly, it points to the ability of hydrology to convert a modest source of P into a major P load. Ultimately, research supports the view that STP thresholds are poorly correlated with P loads from agricultural fields and strategies based on such limits typically will perform poorly compared to P Indices. Consequently, use of a STP threshold rather than an effectively designed P Index cannot be justified to manage fields on a P loss and water quality perspective.

Future challenges for fertilizer management and water quality

Several reviews and status perspectives of global cycling of P, have acknowledged that the biogeochemical P cycle is broken at global, national, regional, and farm scales (Jarvie et al., 2013; Haygarth et al., 2014). The broken cycle of P from mining, fertilizer production, and land application of P in livestock manure, food waste, and human waste is the underlying problem limiting sustainable P use. Contributing to a solution is the need to Realign the inputs of P, Reuse P from manures and residuals (Bonvin et al., 2015; Stutter, 2015), Recover P from waste, Redefine systems, and Reduce P losses. This was defined as the 5R's of P management stewardship by Schoumans et al. (2015), which is an update of «4R» nutrient management stewardship, specifically to address the broken P cycle, which is the root cause of P related use-impairments of water from accelerated eutrophication. Thus, increasing the efficiency of P use within agricultural systems, which

include intensively concentrated and spatially separated livestock and arable operations is critical for closing the broken P cycle.

The development and use of slow release fertilizers, mixing mineral and organic P fertilizers, fertigation, and the advancement of biofertilizers (i.e., inoculation of seed with effective P solubilizing microorganisms), are important research opportunities that may hold promise. The development of fertigation and biofertilizers have been reviewed elsewhere (Stewart and Gordon, 2008; Cruz et al., 2012; Bauder et al., 2014; Yara, 2014). The main points relevant to the present discussion of environmental stewardship are that as the costs of these products decrease, they will provide farmers new and real opportunities to closely tailor fertilizer nutrient applications to crop needs. The use of a reactive phosphate rock, such as North Carolina Rock Phosphate, has been shown to be another way to sustain crop productivity on certain soil types, while at the same time, minimizing P runoff (Shigaki et al., 2006, Sigaki and Sharpley, 2011).

Implementing appropriate conservation practices

While there are many BMPs that can be implemented over a wide range of scales to minimize the loss of P from agriculture to surface and ground waters (figures 2 and 4), cost-benefit estimates are needed for more widespread adoption. If a farmer does not receive financial support to implement a conservation practice, then it is not likely to be voluntarily adopted unless it either makes or saves the farmer money.

For real and lasting changes to occur in agricultural systems, balancing production and environmental stewardship constraints, there needs to be a greater consideration of socioeconomic

drivers of what, how, and why some conservation practices are adopted and others are not (Kleinman et al., 2015). There should be a greater emphasis on education, outreach, and consumer-driven programs rather than assuming that farmers will absorb the total costs associated with implementing remedial practices. Remembering that, except for decreasing off-farm import of P and increasing on-farm P-use efficiency, conservation practices are only a temporary measures to minimizing P loss and receiving water impacts.

There needs to be a discussion of how regional, as well as national agricultural infrastructures, can control P inputs to farming systems and assess large-scale nutrient balances. However, it must be kept in mind that some P loss cannot be avoided, such as during large storm events. Thus, there needs to be an emphasis on quantifying background or baseline losses of P, to better define what reductions or targeted P loss goals might be achievable. For example, while pristine water conditions might be most desirable, watersheds are naturally leaky systems and some loss of P will have to be accepted where anthropogenic inputs of P to a watershed have occurred (Haygarth et al., 2014).

CONCLUSIONS

The broken cycle of P from mining, fertilizer production, and land application as an essential plant nutrient to the remediation, recovery, reuse, and recycling of P (the new 4R's) in human waste, livestock manure, and food waste is the underlying problem limiting sustainable P use and is the root cause of P related use-impairments of water from accelerated eutrophication.

Thus, increasing the efficiency of P use within agricultural systems that include intensively concentrated and spatially separated livestock and arable operations is a critical component of closing the broken P cycle (Haygarth et al., 2014).

There are increasing pressures placed on farmers to maximize yields in response to increasing demand for cheap food, feed, and fuel due to an increasing global population that is becoming more affluent. To a large extent this has been made possible by the development and use of fertilizer. At the same time, increased pressures are being placed on farmers to be environmental stewards. However, despite a long history of soil and water P research, management questions still exist and water-use impairment continues as a result of P enrichment of soil-water systems. Thus, we need to accept that current research knowledge should be translated and transferred better to farmers, while at the same time realizing that farm management decisions are largely driven by competitive economics.

The recent involvement of farmers in on-farm environmental stewardship programs and more site monitoring of edge-of-field P losses, will provide documentation on how successful they have been at conserving on-farm P. While many conservation programs have led to more widespread adoption of conservation practices aimed at reducing P loss, on-farm research and monitoring will help farmers document and receive credit for their efforts. This is particularly important with voluntary adoption of conservation practices, which tend to have less tracking and accountability by Federal agencies, but nevertheless, are as effective as regulated practices.



BIBLIOGRAFY

- ALEXANDER RB, SMITH RA, SCHWARZ GE, BOYER EW, NOLAN JV, BRAKEBILL JW.** 2008. Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin. *Environmental Science and Technology*, 42: 822-830.
- ANDRASKI TW, BUNDY LG.** 2003. Relationship between phosphorus levels in soil and in runoff from corn production systems. *Journal of Environmental Quality*, 32: 310-316.
- ANDRASKI TW, BUNDY LG, KILIAN KC.** 2003. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses in runoff. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1782-1789.
- BAUDER TA, WASKOM RM, ANDALES A.** 2014. Nitrogen and irrigation management. Fact Sheet No. 0.514. Colorado State University Extension, Ft. Collins, CO. [On line]. Acceded 19 august 2015. Available at: <http://www.ext.colostate.edu/pubs/crops/00514.pdf>
- BEAUCHEMIN S, SIMARD RR.** 2000. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Quebec, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 79: 615-625.
- BENGTSON RL, CARTER CE, MORRIS HF, BARTKIEWICS SA.** 1988. The influence of subsurface drainage practices on nitrogen and phosphorus losses in a warm, humid climate. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 31: 729-733.
- BOESCH DF, BRINSFIELD RB, MAGNIEN RE.** 2001. Chesapeake Bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. *Journal of Environmental Quality*, 30: 303-320.
- BOND CR, MAGUIRE RO, HAVLIN JL.** 2006. Change in soluble phosphorus in soils following fertilization is dependent on initial Mehlich-3 phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 35: 1818-1824.
- BONVIN C, ETTER B, UDERT KM, FROSSARD E, NANZER S, TAMBURINI F, OBERSON A.** 2015. Plant uptake of phosphorus and nitrogen recycled from synthetic source-separated urine. *Ambio*, 44(2): 217-227.
- BOUWMAN AF, BOOIJ H.** 1998. Global use and trade of feedstuffs and consequences for the nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 261-267.
- BREEUWSMA A, SILVA S.** 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy). Report 57, DLO The Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands. 39p.
- BUDA AR, KLEINMAN PJA, SRINIVASAN MS, BRYANT RB, FEYEREISEN GW.** 2009. Effects of hydrology and field management on phosphorus transport in surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, 38: 2273-2284.
- BUTLER JS, COALE FJ.** 2005. Phosphorus leaching in manure-amended Atlantic Coastal Plain soils. 2005. *Journal of Environmental Quality*, 34: 370-381.
- BUTLER DM, FRANKLIN DH, CABRERA ML, RISSE LM, RADCLIFFE DE, WEST LT, GASKIN JW.** 2010. Assessment of the Georgia Phosphorus Index on farm at the field scale for grassland management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65: 200-210.
- CARPENTER SR, CARACO NF, CORRELL DL, HOWARTH RW, SHARPLEY AN, SMITH VH.** 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3): 559-568.
- CASSON JP, BENNETT DR, NOLAN SC, OLSON BM, ONTKEAN GR.** 2006. Degree of phosphorus saturation thresholds in manure-amended soils of Alberta. *Journal of Environmental Quality*, 35: 2212-2221.
- COX FR, KAMPRATH EJ, MCCOLLUM RE.** 1981. A descriptive model of soil test nutrient levels following fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, 45: 529-532.
- CRUZ PC, BANAYO NP, MARUNDAN SR, MAGNAYE AM.** 2012. Bio-inoculant and foliar fertilizer in combination with soil-applied fertilizer on the yield of lowland rice. *The Philippine Journal of Crop Science*, 37: 85-94.
- DALE VH, KLING CL, MEYER JL, SANDERS J, STALLWORTH H, ARMITAGE T, WANGSNESS D, BIANCHI TS, BLUMBERG A, BOYNTON W, CONLEY DJ, CRUMPTON W, DAVID MB, GILBERT D, HOWARTH RW, LOWRANCE R, MANKIN KR, OPALUCH J, PAERL HW, RECKHOW K, SHARPLEY AN, SIMPSON TW, SNYDER C, WRIGHT D.** 2010. Hypoxia in the Northern Gulf of Mexico. Springer Series on Environmental Management. New York, NY: Springer Science.
- DALOĞLU, CHO KH, SCAVIAD.** 2012. Evaluating causes of trends in long-term dissolved reactive phosphorus loads to Lake Erie.



- Environmental Science and Technology, 46: 10660-10666.
- DAMPNEY PMR, LORD EI, CHAMBERS BJ.** 2000. Development of advice for farmers and advisors. *Soil Use and Management*, 16: 162-166.
- DAVEREDE IC, KRAVCHENKO AN, HOEFT RG, NAFZIGER ED, BULLOCK DG, WARREN JJ, GONZINI LC.** 2003. Phosphorus runoff: Effect of tillage and soil phosphorus levels. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1436-1444.
- DELAUNE PB, MOORE PA JR., CARMAN DK, SHARPLEY AN, HAGGARD BE, DANIEL TC.** 2004. Development of a phosphorus index for pastures fertilized with poultry litter: Factors affecting phosphorus runoff. *Journal of Environmental Quality*, 33: 2183-2191.
- DELAUNE PB, HAGGARD, BE, DANIEL TC, CHAUBEY I, COCHRAN MJ.** 2006. The Eucha/Spavinaw Phosphorus Index: A court mandated index for litter management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61: 96-105.
- DJODJIC F, ULEN B, BERGSTROM L.** 2000. Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. *Water Research*, 34: 1687-1695.
- DUBROVSKY NM, BUROW KR, CLARK GM, GRONBERG JAM, HAMILTON PA, HITT KJ, MUELLER DK, MUNN MD, NOLAN BT, PUCKETT LJ, RUPERT MG, SHORT TM, SPAHR NE, SPRAGUE LA, WILBER WG.** 2010. The quality of our Nation's waters-nutrients in the Nation's streams and groundwater, 1992-2004: U.S. Geological Survey Circular 1350. [On line]. Accessed 19 august 2015. Available at: <http://water.usgs.gov/nawqa/nutrients/pubs/circ1350>.
- DUXBURY JM, HARPER LA, MOSIER AR.** 1993. Contributions of agroecosystems to global climate change. In: Harper LA, Mosier AR, Dubury JM, Rolston DE [Eds.], *Agroecosystem effects in radiatively important trace gases and global climate change*. Spec. Pub. 55. American Society of Agronomy, Madison, WI. 1-18.
- EDWARDS DR, DANIEL TC.** 1993. Drying interval effects on runoff from fescue plots receiving swine manure. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 36: 1673-1678.
- GBUREK WJ, SHARPLEY AN.** 1998. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 27: 267-277.
- GBUREK WJ, SHARPLEY AN, PIONKE HB.** 1996. Identification of critical source areas for phosphorus export from agricultural catchments. In: Anderson MG, Brookes S. [Eds.], *Advances in Hillslope Processes*, John Wiley & Sons, Chichester, England. 263-282.
- HARMEL RD, TORBERT HA, DELAUNE PB, HAGGARD BE, HANEY RL.** 2005. Field evaluation of three phosphorus indices on new application sites in Texas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60: 29-42.
- HAYGARTH PM, CHAPMAN PJ, JARVIS SC, SMITH RV.** 1998. Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. *Soil Use and Management*, 14: 160-167.
- HAYGARTH PM, JARVIE HP, POWERS SM, SHARPLEY AN, ELSEY JJ, SHEN J, PETERSON HM, CHAN NI, HOWDEN NJK, BURT T, WORRALL F, ZHANG F, LIU X.** 2014. Sustainable phosphorus management and the need for a long-term perspective: The Legacy Hypothesis. *Environmental Science and Technology*, 48: 8417-8419.
- HECKRATH G, BROOKES PC, POULTON PR, GOULDING KWT.** 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*, 24: 904-910.
- HOODA PS, RENDELL AR, EDWARDS AC, WITHERS PJA, AITKEN MN, TRUESDALE VW.** 2000. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. *Journal of Environmental Quality*, 29: 1166-1171.
- HOWARTH RW, ANDERSON DA, CHURCH TM, GREENING H, HOPKINSON CS, HUBER W, MARCUS N, NAIMAN RJ, SEGERSON K, SHARPLEY AN, WISEMAN Jr. WJ.** 2000. *Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution*. National Research Council. National Academy Press, Washington, D. C. 405 pp.
- INTERNATIONAL FERTILIZER ASSOCIATION.** 2009. *The Global «4R» nutrient stewardship framework: Developing fertilizer best management practices for delivering economic, social and environmental benefits*.



- International Fertilizer Industry Association (IFA), Paris, France. 10 pages. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: [http://www.ipni.net/ipniweb/portal/4r.nsf/0/BAB4157B488871A385257DF100739D94/\\$FILE/The%20Global%20R%20Nutrient%20Stewardship%20Framework.pdf](http://www.ipni.net/ipniweb/portal/4r.nsf/0/BAB4157B488871A385257DF100739D94/$FILE/The%20Global%20R%20Nutrient%20Stewardship%20Framework.pdf).
- INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE.** 2014. 4R Nutrient stewardship portal. [On line]. Accessed 19 august 2015. Available at: <http://www.ipni.net/4R>.
- JARVIE HP, SHARPLEY AN, WITHERS PJA, SCOTT JT, HAGGARD BE, NEAL C.** 2013. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths and 'Post-Normal' science. *Journal of Environmental Quality*, 42: 295-304.
- JORDAN C, MCGUCKIN SO, SMITH RV.** 2000. Increased predicted losses of phosphorus to surface waters from soils with high Olsen-P concentrations. *Soil Use and Management*, 16: 27-35.
- KLEINMAN PJA, SHARPLEY AN.** 2002. Estimating soil phosphorus sorption saturation from Mehlich-3 data. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33: 1825-1839.
- KLEINMAN PJA, SHARPLEY AN, WITHERS PJA, BERGSTRÖM L, JOHNSON L, DOODY DG.** 2015. From sacred cows to sacrificial lambs: implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. *Ambio*, 44(2): 297-310.
- KOVZELOVE C, SIMPSON T, KORCAK R.** 2010. Quantification and implications of surplus phosphorus and manure in major animal production Regions of Maryland, Pennsylvania, and Virginia. *Water Stewardship*, Annapolis, MD. [On line] Accessed 24 September 2012 Available at: http://waterstewardshipinc.org/downloads/P_PAPER_FINAL_2-9-10.pdf.
- KRÖGER R, PEREZ M, WALKER S, SHARPLEY A.** 2012. Review of best management practice reduction efficiencies in the Lower Mississippi Alluvial Valley. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(6): 556-563.
- LEINWEBER P, LUNSMANN F, ECKHARDT KU.** 1997. Phosphorus sorption capacities and saturation of soils in two regions with different livestock densities in northwest Germany. *Soil Use and Management*, 13: 82-89.
- LEMUNYON JL, GILBERT RG.** 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6: 483-486.
- LOOKMAN R, JANSEN K, MERCKX R, VLASSAK K.** 1996. Relationship between soil properties and phosphate saturation parameters: A transect study in northern Belgium. *Geoderma*, 69: 265-274.
- MAGUIRE RO, SIMS JT.** 2002a. Soil testing to predict phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1601-1609.
- MAGUIRE RO, SIMS JT.** 2002b. Measuring agronomic and environmental soil phosphorus saturation and predicting phosphorus leaching with Mehlich 3. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 2033-2039.
- MCDOWELL RW, SHARPLEY AN.** 2001. Approximating phosphorus release to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, 30: 508-520.
- MEALS DW, DRESSING SA, DAVENPORT TE.** 2010. Lag time in water quality response to best management practices. Review. *Journal of Environmental Quality*, 39: 85-96.
- MICHALAK AM, ANDERSON EJ, BELETISKY D, BOLAND S, BOSCH NS, BRIDGEMAN TB, CHAFFIN JD, CHOK, CONFESOR R, DALOGLU I, DEPINTO, JV, EVANS MA, GARY L, FAHNENSTIEL GL, HE L, HO JC, JENKINS L, JOHNGEN TH, KUO KC, LAPORTE E, LIU X, MCWILLIAMS MR, MOORE MR, POSSELT DJ, RICHARDS RP, SCAVIA D, STEINER AL, VERHAMME E, WRIGHT DM, ZAGORSKI MS.** 2013. Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110: 6448-6452.
- MUELLER DH, WENDT RC, DANIEL TC.** 1984. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. *Soil Science Society of America Journal*, 48: 901-905.
- NAIR VD, GRAETZ DA.** 2002. Phosphorus saturation in Spodosols impacted by manure. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1279-1285.
- NAIR VD, PORTIER KM, GRAETZ DA, WALKER ML.** 2004. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. *Journal of Environmental Quality*, 33: 107-113.



- NATIONAL RESEARCH COUNCIL.** 2008. Nutrient control actions for improving water quality in the Mississippi River Basin and Northern Gulf of Mexico. Committee on the Mississippi River and the Clean Water Act: Scientific, Modeling and Technical Aspects of Nutrient Pollutant Load Allocation and Implementation. National Research Council, Washington, DC. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: <http://www.nap.edu/catalog/12544.html>.
- NELSON NO, PARSONS JE, MIKKELSEN RL.** 2005. Field-scale evaluation of phosphorus leaching in acid sandy soils receiving swine waste. *Journal of Environmental Quality*, 34: 2024-2035.
- OSMOND DL, CABRERA ML, FEAGLEY SE, HARDEE GE, MITCHELL CC, MOORE JR PA, MYLAVARAPU R, OLDHAM JL, STEVENS JC, THOM WO, WALKER F, ZHANG H.** 2006. Comparing ratings of the southern phosphorus indices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61: 325-337.
- OSMOND DL, SHARPLEY AN, BOLSTER C, CABRERA M, FEAGLEY S, LEE B, MITCHELL C, MYLAVARAPU R, OLDHAM L, WALKER F, ZHANG H.** 2012. Comparing phosphorus indices from twelve southern USA states against monitored phosphorus loads from six prior southern studies. *Journal of Environmental Quality*, 41: 1741-1750.
- PIERZYNSKI GM, LOGAN TJ.** 1993. Crop, soil, and management effects on phosphorus soil test levels. *Journal of Production Agriculture*, 6: 513-520.
- PIONKE HB, GBUREK WJ, SHARPLEY AN.** 2000. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, 14: 325-335.
- PIONKE HB, GBUREK WJ, SHARPLEY AN, SCHNABEL RR.** 1996. Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed. *Water Resources Research*, 32: 1795-1804.
- POTE DH, DANIEL TC, SHARPLEY AN, MOORE PA Jr, EDWARDS DR, NICHOLS DJ.** 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 855-859.
- POTE DH, DANIEL TC, NICHOLS DJ, SHARPLEY AN, MOORE PA Jr, MILLER DM, EDWARDS DR.** 1999a. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 28: 170-175.
- POTE DH, DANIEL TC, NICHOLS DJ, MOORE PA Jr, MILLER DM, EDWARDS DR.** 1999b. Seasonal and soil-drying effects on runoff phosphorus relationships to soil phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, 63: 1006-1012.
- RABALAIS NR, TURNER RE, WISEMAN WJ Jr.,** 2001. Hypoxia in the Gulf of Mexico. *Journal of Environmental Quality*, 30: 320-329.
- RICHARDS RP, BAKER DB, CRUMRINE JP.** 2009. Improved water quality in Ohio tributaries to Lake Erie: A consequence of conservation practices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64: 200-211.
- RICHARDS RP, BAKER DB, CRUMRINE JP, STERNS AM.** 2010. Unusually large loads in 2007 from the Maumee and Sandusky Rivers, tributaries to Lake Erie. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65: 450-462.
- SALVANO E, FLATEN DN.** 2006. Phosphorus risk indicators: Correlation with water quality in Manitoba. Report to the Manitoba Conservation Sustainable Development Innovation Fund, January 2006. University of Manitoba, Winnipeg, MB, Canada.
- SCHOUMANS OF, BREEUWSMAA, DE VRIES W.** 1987. Use of soil survey information for assessing the phosphate sorption capacity of heavily manured soils. In: van Duijvenbooden W. van Waageningh HG [Eds.]. *Proceedings of the International Conference on the Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants (VSGP)*, March 30 - April 3, 1987, Noordwijk aan Zee, The Netherlands. pp. 1079-1088.
- SCHOUMANS OF, BREEUWSMA A.** 1997. The relation between accumulation and leaching of phosphorus: Laboratory, field and modelling results. In: Tunney H, Carton OT, Brookes PC, Johnston AE [Eds.]. *Phosphorus loss from soil to water*. CAB International Press, Cambridge, England. 361-363.
- SCHOUMANS OF, BOURAOUI F, KABBE C, OENEMA O, VAN DIJK KC.** 2015. Phosphorus management in Europe in a changing world. *Ambio*, 44(2): 180-192.
- SCHINDLER DW, HECKY RE, FINDLAY DL, STANTON MP, PARKER BR, PATERSON MJ, BEATY KG, LYNG M, KASIAN SEM.** 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by



- reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*, 106: 11254-11258.
- SHARPLEY AN.** 1995a. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 24: 920-926.
- SHARPLEY AN.** 1995b. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 24: 947-951.
- SHARPLEY AN.** 1997. Rainfall frequency and nitrogen and phosphorus in runoff from soil amended with poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 26: 1127-1132.
- SHARPLEY AN.** 2000. *Agriculture and Phosphorus Management: The Chesapeake Bay*. Boca Raton, FL. CRC Press.
- SHARPLEY AN, SYERS JK.** 1979. Loss of nitrogen and phosphorus in tile drainage as influenced by urea application and grazing animals. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 22: 127-131.
- SHARPLEY AN, TUNNEY H.** 2000. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of Environmental Quality*, 29: 176-181.
- SHARPLEY AN, MCDOWELL RW, KLEINMAN PJA.** 2001. Phosphorus loss from land and water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant Soil*, 237: 287-307.
- SHARPLEY AN, WELD JL, BEEGLE DB, KLEINMAN PJA, GBUREK WJ, MOORE PA JR., MULLINS G.** 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(3): 137-151.
- SHARPLEY AN, HERRON S, DANIEL TC.** 2007. Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62: 375-389.
- SHARPLEY AN, RICHARDS RP, HERRON S, BAKER DB.** 2012a. Can production and environmental goals coexist in phosphorus-based farm management. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67: 149-193.
- SHARPLEY AN, BEEGLE C, BOLSTER C, GOOD LW, JOERN B, KETTERINGS Q, LORY J, MIKKELSEN R, OSMOND D, VADAS PA.** 2012b. Phosphorus indices: Why we need to take stock of how we are doing. *Journal of Environmental Quality*, 41: 1711-1718.
- SHARPLEY AN, JARVIE HP, BUDA A, MAY L, SPEARS B, KLEINMAN P.** 2013. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*, 42: 1308-1326.
- SHIGAKI F, SHARPLEY AN.** 2011. Phosphorus source and soil properties effects on phosphorus availability. *Soil Science*, 176(9): 502-507.
- SHIGAKI F, SHARPLEY AN, PROCHNOW LI.** 2006. Source-related transport of phosphorus in surface runoff. *Journal of Environmental Quality* 35: 2229-2235.
- SHULTE RPO, MELLANDAR, FENTON O, HERLHY M, RICHARDS K, JORDAN P.** 2010. Modelling soil phosphorus decline: Expectations of Water Framework Directive policies. *Environmental Science and Policy*, 13: 472-484.
- SIMS JT, KLEINMAN PJA.** 2005. Managing agricultural phosphorus for environmental protection. In: Sims JT, Sharpley AN [Eds.]. *Phosphorus; Agriculture and the Environment*. Am. Soc. Agron. Monograph. American Society of Agronomy, Madison, WI. 1021-1068.
- SIMS JT, SHARPLEY AN.** 2005. Phosphorus: Agriculture and the Environment. Am. Soc. Agron. Monograph. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- SIMS JT, JOERN BC, SIMARD RR.** 1998. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27: 277-293.
- SIMS JT, MAGUIRE RO, LEYTEM AB, GARTLEY KL, PAUTLER MC.** 2002. Evaluation of Mehlich 3 as an agri-environmental soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. *Soil Science Society of America Journal*, 66: 2016-2032.
- SMITH DR, KING DW, WILLIAMS MR.** 2015. What is causing the harmful algal blooms in Lake Erie? *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(2): 27A-29A.
- STEWART WM, GORDON WB.** 2008. *Fertilizing for irrigated corn: Guide to best management practices*. Published by the International Plant Nutrition Institute, Norcross, GA. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: <http://www.ipni.net/ipniweb/portal.nsf/0/>



- 9bbc50427c6469ae852574f200162796/\$FILE/ATT4QHV2/Irrigated_%20Corn.pdf.
- STUTTER MI.** 2015. The composition, leaching and sorption behavior of some alternative sources of phosphorus for soils. *Ambio*, 44(2): 207-216.
- STUNTEBECK TD, KOMISKEY MJ, PEPPLER MC, OWENS DW, FRAME DR.** 2011. Precipitation-runoff relations and water quality characteristics at Edge-of-Field Stations, Discovery Farms and Pioneer Farm, Wisconsin, 2003–8. USGS. Science for a Changing World [On line] Accessed 19 august 2015. Available at: http://pubs.usgs.gov/sir/2011/5008/pdf/sir2011-5008_web.pdf.
- TORBERT HA, DANIEL TC, LEMUNYON JL, JONES RM.** 2002. Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1380-1387.
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE - ECONOMIC RESEARCH SERVICE.** 2011. Quick Stats - Agricultural Statistics database. USDA, Washington D.C. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: http://www.nass.usda.gov/Data_and_Statistics/Quick_Stats/index.asp.
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE AND ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.** 1999. EPA's Great Lakes Program Audit Report No. 99P00212. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: <http://www.epa.gov/oig/reports/1999/9p00212.pdf>
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE.** 2009. Mississippi River Basin Healthy Watershed Initiative. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs143_008142.pdf.
- U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE.** 2010. Assessment of the effects of conservation practices on cultivated cropland in the Upper Mississippi River Basin. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/NHQ/nri/ceap/UMRB_final_draft_061410.pdf.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.** 2001. Ecoregional Nutrient Criteria. EPA-822-F-01-010. USEPA, Office of Water (4304), U.S. Govt. Printing Office, Washington, DC. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/nutrients/upload/2007_09_27_criteria_nutrient_ecoregions_9docs.pdf.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.** 2002. Nutrient water quality criteria, summary table for the nutrient criteria documents [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nutrient/ecoregions/>.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.** 2010. Guidance for Federal land management in the Chesapeake Bay Watershed. Chapter 2: Agriculture. EPA841-R-10-002. U.S. EPA, Nonpoint Source Pollution, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds. Washington, D.C. [On line]. Accessed 20 august 2015. Available at: http://www.epa.gov/nps/chesbay502/pdf/chesbay_chap02.pdf.
- VADAS PA, KLEINMAN PJA, SHARPLEY A.** 2005. Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: A single extraction coefficient for water quality modeling. *Journal of Environmental Quality*, 34: 572-580.
- VADAS PA, GBUREK WJ, SHARPLEY AN, KLEINMAN PJ, MOORE PA JR., CABRERA ML, HARMEL RD.** 2007 A model for phosphorus transformation and runoff loss for surface-applied manures. *Journal Environmental Quality*, 36(1): 324-32.
- WITHERS PJA, ULEN B, STAMM C, BECHMANN M.** 2003. Incidental phosphorus losses - are they significant and can they be predicted? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166: 459-468.
- WESTERMAN PW, DONNELLY TL, OVERCASH MR.** 1983. Erosion of soil and poultry manure a laboratory study. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 26(4): 1070-1078.
- YARA UK.** 2014. Liquid fertilizer solutions. [On line]. Accessed 20 august 2015 disponible en: <http://yara.co.uk/crop-nutrition/products/yara-chafer/>.

Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos

C. H. Perdomo,

P. Barreto, V. Piñeiro¹

INTRODUCCIÓN

El Fósforo (P) es uno de los nutrientes que en condiciones naturales resulta más limitante para la producción primaria de cuerpos de agua dulce (Sharpley et al., 1994), pero luego de que estos niveles se incrementan por encima de aquellos propios de ambientes prístinos puede ocurrir pérdida de calidad ambiental de estos recursos hídricos.

Cuando se incrementa la concentración de P de aguas superficiales tiende a incrementarse la frecuencia, de proliferación de cianobacterias, también conocidas como algas cianófitas o algas verde-azuladas. Estas proliferaciones de cianobacterias pueden ocasionar desde cambios de olor y sabor en el agua, sin serias consecuencias, hasta serios problemas de salud en la población y el ganado que la consumen, ya que algunas especies (ej: *Microcystis aeruginosa*) producen sustancias químicas con efectos neurotóxicos y hepatotóxicos. El aumento paulatino de P también puede incrementar la población de plantas acuáticas y reducir finalmente los niveles de oxígeno del agua, provocando la muerte de peces y otros componentes de la comunidad acuática. Generalmente se utiliza el término eu-

trofización para describir toda esta problemática (Smith, 2003; Khan y Ansari, 2005). Este deterioro de la calidad del agua superficial afecta también la posibilidad del uso de la misma para esparcimiento, como por ejemplo para pesca o baños, deteriorando, por lo tanto, otros aspectos la calidad de vida de la población.

Una de las zonas de Uruguay donde existe información sobre elevadas concentraciones de P en las fuentes de aguas superficial es la cuenca del Río Santa Lucía, la cual tiene además mucha relevancia, pues sirve de suministro de agua potable al 57% de la población de país (Arocena et al., 2008). Como es de público conocimiento, en marzo de 2013 ocurrió en el Río Santa Lucía un evento de proliferación de cianobacterias que afectó el sabor y olor del agua que suministra OSE, debido a la presencia de la sustancia aromática geosmina (Diario el País, 14/03/2013; Diario el Observador, 21/03/2013). Un fenómeno similar ocurrió en abril de 2015 en el Departamento de Maldonado, más precisamente en el embalse de Laguna del Sauce, utilizado por OSE para abastecer con agua potable a gran parte de la población de este Departamento. Estos eventos han causado obviamente mucha preocupación en la

¹Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Departamento de Suelos y Aguas. Uruguay.
Correo electrónico: chperdomo@gmail.com

sociedad, y han puesto en evidencia que en parte de la población existe la percepción de que la agricultura es la principal fuente de aporte de P al agua. Sin embargo, actualmente no hay suficiente información que permita determinar con certeza la principal fuente de esta contaminación, la cual posiblemente tenga origen multicausal. Pero para cuantificar la magnitud del aporte de P de los suelos, bajo uso agropecuario, se necesitan generar índices y validar modelos que actualmente están poco o no desarrollados en el país. Este desarrollo resulta también fundamental para poder evaluar nuevos escenarios y diseñar medidas de manejo específicas que permitan mitigar y predecir el efecto de las actividades agropecuarias en la calidad del agua.

ANTECEDENTES

Presencia de elevadas concentraciones de P en las fuentes de agua superficial de la cuenca del Río Santa Lucía

Una de las primeras publicaciones acerca de la presencia de elevados niveles de P en el agua superficial de esta cuenca proviene de un estudio realizado por Méndez et al. (1988), quienes hicieron un relevamiento de cinco estaciones de muestreo y encontraron que en todas ellas el contenido de P Soluble (PS) fue superior a $100 \mu\text{g P L}^{-1}$. Resultados similares aunque con niveles de P más elevados fueron encontrados 20 años después, en un estudio que abarcó una amplia zona de esta cuenca (Arocena et al., 2008). En este estudio se encontró que el rango de P Total (PT) de cursos superficiales estuvo entre 20 y $1100 \mu\text{g L}^{-1}$. Las menores concentraciones correspondieron a regiones bajo basamento cristalino con producción ganadera, mientras que las mayores se observaron en cuencas de Florida con predominancia de producción lechera. La mayoría de las es-

taciones de muestreo superaron el estándar legal de Uruguay de PT de $25 \mu\text{g P L}^{-1}$ (Decreto 253/79, Uruguay, P.E., 1979). En otro estudio realizado durante el período 2008-2010 (JET-DINAMA, 2010) también se encontraron niveles de concentración de PT mayores al límite legal en los principales cursos y arroyos de los tramos altos y medios de esta cuenca. Los autores atribuyeron estos altos niveles tanto a aportes urbanos e industriales (fuentes puntuales) como agrícolas (fuentes difusas).

Un relevamiento más reciente que abarcó solo un área restringida de esta zona pero con fuerte desarrollo lechero (cuenca de la presa de Paso Severino) fue realizado por investigadores de la Facultad de Ciencias y de la Facultad de Agronomía de UdelaR (Arocena et al., 2012). En este estudio se incluyeron 10 cursos de agua ubicados cada uno dentro de una microcuenca que recibía solo aportes de fuentes agropecuarias, sin aportes urbanos ni industriales. Estas 10 microcuencas variaban a su vez en cuanto a la intensidad del uso del suelo. Los niveles promedio de PT de las 8 microcuencas lecheras fueron altos, con concentraciones que variaron entre 380 y $797 \mu\text{g P L}^{-1}$. En la microcuenca agrícola-ganadera, en cambio, este valor promedio anual fue de $150 \mu\text{g P L}^{-1}$, mientras que en la microcuenca ganadera bajo campo natural el mismo fue de $50 \mu\text{g P L}^{-1}$. El PS, la forma de P con mayor biodisponibilidad, constituyó en promedio el 73% de PT. Por otra parte, si bien el nivel observado en la cuenca ganadera fue inferior al resto, estuvo de todos modos por encima del nivel legal actual, aunque apenas por encima de los niveles asociados con condiciones prístinas (Stumm, 1973). En este estudio, los niveles del test agronómico de P (Bray 1) a la profundidad de 7 cm del suelo se relacionaron en general con los niveles de PT y PSR del agua, ya que las dos únicas microcuencas con niveles bajos (meno-

res a 10 ppm) fueron la ganadera y la agrícola-ganadera (Arocena et al., 2012). En las otras microcuencas los valores de P-Bray 1 oscilaron entre 11 y 104 ppm, estando 5 de ellas por encima del rango de 30-35 ppm, nivel de no respuesta a la fertilización fosfatada, aún para los cultivos más exigentes (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, 1994). Estos altos niveles pueden ser consecuencia en parte de la aplicación del fertilizante fosfatado en superficie sin incorporar, práctica común bajo siembra directa, que provoca una estratificación de P en los primeros centímetros del suelo y una mayor disolución de PO_4^{3-} en el agua de escurrimiento (Sharpley y Smith, 1994; Daverde et al., 2003; Krieger et al., 2010; Tiessen et al., 2010). Estudios previos ya habían encontrado niveles elevados de P-Bray 1 en suelos lecheros. En el área de Young, se encontraron valores promedios de 20 y máximos de 65 ppm, mientras que en la zona de Libertad, Villa Rodríguez, Tararías, San José y San Ramón estos promedios fueron de 30 y los máximos de 99 ppm (Morón y Baethgen, 1996). Esta última zona está en su mayor parte dentro de la cuenca de interés.

Un relevamiento posterior de 15 puntos de muestreo extendidos por toda la cuenca publicado por MVOTMA (2013), indicó que de acuerdo a los niveles de PT solo uno de estos puntos se clasificaba como mesotrófico (30 y 170 $\mu\text{g P L}^{-1}$), mientras que nueve correspondían a la categoría de eutrófico (entre 170 y 440 $\mu\text{g L}^{-1}$), cuatro a la de súper-eutrófico (440 y 1800 $\mu\text{g L}^{-1}$) y el restante a la de hipertrófico ($>1800 \mu\text{g L}^{-1}$). Ninguno de estos sitios de muestreo se clasificó como oligotrófico ($<30 \text{ P L}^{-1}$), que sería la categoría deseable para un área que sirve de suministro de agua potable a la mitad del país.

La información presentada hasta aquí, señala la existencia de un problema de sustentabilidad ambiental relacio-

nado con el uso agropecuario de los suelos. En particular, indicaría que la carga anual de P que llega a los ríos y lagos supera la tasa de reciclaje de este nutriente en esos cuerpos hídricos. Por tanto, sería imprescindible implementar medidas de control que logren reducir estos aportes. En caso contrario, se tendría que recurrir a otras fuentes de abastecimiento de agua potable para el sur del país.

En 2013 el MVOTMA implementó un Plan de Acción Para la Protección de la Calidad Ambiental y la Disponibilidad de las Fuentes de Agua Potable de la cuenca del Santa Lucía, particularmente dentro de la denominada Zona A de esta cuenca, que abarca la mayor parte de la misma (MVOTMA, 2013). Algunas de las medidas planteadas están dirigidas a controlar el aporte de nutrientes tanto de fuentes puntuales como de fuentes difusas. Entre las segundas, se ha establecido la exigencia de decidir la fertilización con P en base a datos de análisis de suelo, estableciendo un umbral de 30 ppm de P-Bray 1 por encima del cual no se podría fertilizar. Este umbral de P está basado en criterios agronómicos, ya que por encima de este nivel la probabilidad de respuesta al agregado de P de cualquier cultivo es prácticamente nula (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, 1994).

Estas medidas constituyen un primer paso hacia la mitigación de este problema, aunque en Estados Unidos no se recomienda regular el aporte de P de fuentes agrícolas difusas basándose solamente en un umbral crítico fijo. Esto se debe a que el nivel de P lábil del suelo no es de por sí indicador del riesgo de salida del P del campo y posterior aporte a un curso de agua, ya que sin las vías de transporte adecuadas el P no puede moverse hacia los recursos hídricos (Sharpley et al., 2011). En cambio, se prefiere el uso de otras herramientas que permiten incorporar el im-

pacto de la magnitud de las vías de transporte en la salida de P de la Unidad de Manejo (Sharpley et al., 2011).

Metodologías de estimación de salida de P del suelo

La estimación de las cargas difusas de P debido al uso agropecuario del suelo se puede realizar con varias herramientas. La más sencilla es mediante coeficientes de exportación, valores tabulados que asignan la masa ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) de P que exporta anualmente un suelo bajo determinado uso hacia el agua superficial (Reckhow et al., 1980, Salas y Martino, 2001). Estos coeficientes son apropiados para estimar o comparar aportes de P provenientes de situaciones de manejo y tipo de suelo muy contrastantes, pero no son válidos para estimar estas exportaciones dentro de usos de suelo similar, pero donde aún pueden existir variaciones importantes dependiendo de las condiciones específicas de tipo de suelo, topografía y manejo. En el otro extremo de sofisticación existen modelos de simulación a nivel de microcuenca, como el Soil and Water Assessment Tool o SWAT (Arnold et al., 1998; Arnold y Fohrer, 2005), pero para utilizarlas se requiere de información muy detallada de clima y de un modelo hidrológico validado, y parte de la cual no se encuentra disponible para Uruguay.

Otra metodología de precisión intermedia requiere del desarrollo a nivel local de un Modelo de Evaluación de Pérdidas de P, también conocido como Índice de P (Sharpley et al., 2011). Este modelo estima las salidas de P de fuentes difusas a un nivel de detalle de Unidad de Manejo, pero no requiere de información tan detallada como para que su uso se vuelva impráctico. La mayor complejidad para su aplicación radica en estimar la tasa de erosión anual, pero este paso en Uruguay se ve facilitado

porque ya existe un modelo local basado en USLE–RUSLE, el cual viene siendo utilizado para la formulación de Planes de Uso y Manejo de Suelos. Esta metodología es una de las herramientas actualmente disponible en países desarrollados para predecir las pérdidas de P de suelos agrícolas, pero podría extenderse además para estimar la salida de otros nutrientes, como N y C.

En síntesis, el Índice de P permite estimar la tasa anual de pérdida difusa de P a una escala sub-predial, similar a la utilizada para formular los Planes de Uso y Manejo de Suelos requeridos por Renare (MGAP). Esta información puede utilizarse para identificar las Unidades de Manejo con mayor potencial de aporte difuso de P a los cuerpos de agua. Los resultados de este Índice también pueden agruparse por predio o subcuenca, posibilitando a los organismos gubernamentales diseñar políticas de control más focalizadas. Una vez que este modelo esté calibrado y validado, se podría utilizar para evaluar el impacto de nuevos escenarios de uso o manejo de suelo en estas pérdidas.

El Índice de P es, por tanto, una herramienta adecuada para evaluar pérdidas y planificar la gestión de este nutriente, ya que trata de integrar todos los factores que influyen en la pérdida de P hacia los recursos hídricos (Sharpley et al., 2011). El uso de un umbral de P lábil puede justificarse, sin embargo, cuando la sensibilidad de estos recursos así lo evidencie, como sería sin duda el caso de la cuenca de Paso Severino. Pero aun en estas condiciones sería preferible determinar este umbral a partir del Índice de P, ya que estos límites pueden diferir entre zonas y estar por encima o por debajo del óptimo agronómico (Sharpley et al., 2011). El uso de este umbral fijo podría justificarse cuando hay evidencia de que a cierto nivel del test agronómico de P existe un punto de inflexión en la pendiente de

la relación entre nivel de P en el suelo y P reactivo soluble en el agua. Esto implica que a partir de este punto de P en el suelo se van a producir pérdidas crecientes de P reactivo soluble en el agua (Feagley y Lory, 2009).

Características del Índice de P

El modelo de Índice de P surgió en Estados Unidos en 1993, y en la propuesta original se planteaba la necesidad de desarrollar esta herramienta más con fines educativos que predictivos (Lemunyon y Gilbert's, 1993). Desde entonces, estos índices han evolucionado desde modelos relativos de riesgo hacia modelos cuantitativos, que predicen las cargas de P que salen del «borde» del predio y que cada vez más se usan con fines regulatorios (Sharpley et al., 2011). Estos índices han tenido su mayor impulso en Estados Unidos incluyendo Puerto Rico (Sharpley et al., 2011), pero también se han desarrollado en otras regiones o países como Europa (Heathwaite et al., 2003), Dinamarca (Andersen y Kronvang, 2006), Noruega (Bechmann et al., 2007), y más recientemente Australia y Nueva Zelanda (McDowell y Nash, 2012).

El concepto general es predecir la salida de P desde predios agrícolas a partir de dos submodelos, uno que estima la salida de P particulado asociado a la pérdida de suelo y otro que estima la salida de P disuelto en el agua de escurrimiento (Mallarino et al., 2002, Good et al., 2010). El primer submodelo requiere de una rutina para predecir la erosión basada generalmente en RUSLE 2 pero también se están considerando alternativas basadas en WEPP (Sharpley et al., 2011). En este submodelo se consideran también el enriquecimiento del P particulado con respecto al suelo original (Mallarino et al., 2002, Good et al., 2010), así como el coeficiente de transporte de P erosionado

(Walling, 1983; Ferro y Minacapilli, 1995; Good et al., 2010; Dong et al., 2013), ya que dependiendo de la distancia y la pendiente, parte del P particulado puede ser retenido por el suelo antes de llegar al agua. Para formular el segundo submodelo es necesario estimar el escurrimiento a partir, por ejemplo, del Modelo de Número de Curva (USDA, 1985), así como para determinar una relación empírica entre el nivel del análisis de P lábil del suelo (ej. P Bray 1) y el PS del agua de escurrimiento, ya que ambas variables tienden a relacionarse linealmente (Mallarino et al., 2002, Good et al., 2010). También se han evaluado en lugar del test agronómico de P otros índices «ambientales», como el grado de saturación de P (Beauchemin y Simard, 2000; Kleinman y Sharpley, 2002; Nair y Graetz, 2002). Además, se pueden incorporar rutinas que consideran por separado el aporte de P del fertilizante y del estiércol recientemente aplicado, así como la retención de P que realizan las zonas «buffer» o riparias. En Iowa y Wisconsin, el límite que separa el umbral aceptable y no aceptable de índice de P es de $5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (Mallarino et al., 2002, Good et al., 2010).

En Estados Unidos este concepto general se ha modificado en cada estado para considerar las particularidades locales relacionadas al tipo de suelo y gestión de la tierra así como de factores fisiográficos e hidrológicos que influyen en la pérdida de P. Como resultado, hay muchas variaciones de estos índices lo que según Sharpley et al. (2011) puede considerarse al mismo tiempo como un síntoma de debilidad y fortaleza. Por tanto, la organización SERA-17 (Organización dedicada a minimizar las pérdidas de P desde la Agricultura, www.sera17.ext.vt.edu) que agrupa a los investigadores en este tema en Estados Unidos ha propuesto recientemente la tarea de unificar las rutinas y procedimientos de validación (Sharpley et al., 2011). Esta organización ha en-

fatizado además la necesidad de que el desarrollo de estos modelos vaya acompañado de investigación local, que permita estimar los parámetros empíricos y que también se desarrollen simultáneamente actividades de validación (Sharpley et al., 2012). El período para el cual se formulan las predicciones con este modelo son de largo plazo, esto quiere decir que este índice no es apropiado para predecir eventos sino para estimar las salidas de P a nivel de promedio anual o para el lapso de una rotación, aunque actualmente se recomienda un enfoque híbrido, es decir que el modelo sea capaz de formular ambas predicciones (Sharpley et al., 2011). Este enfoque es similar al adoptado en EROSION 6.0, programa desarrollado en Uruguay (Clérici y García Préchac, 2001) y utilizado actualmente para formular los Planes de Uso y Manejo de Suelo por el MGAP, el cual está basado en el modelo USLE-RUSLE. No se descarta, sin embargo, que en el futuro estos modelos sean capaces de predecir eventos. Además, en el futuro se prevé también hacer predicciones por tipo de suelo y topografía dentro de un SIG (Sharpley et al., 2012).

AVANCES HACIA EL DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE P PARA URUGUAY

Objetivos

Esta nueva línea de investigación del Grupo de Calidad de Aguas del Departamento de Suelos y Aguas de la Facultad de Agronomía de UdelaR pretende desarrollar un Modelo de Índice de P para Uruguay. Este objetivo no puede ser alcanzado en el corto plazo, pero hemos iniciado la primera etapa de su desarrollo a través de una serie de proyectos de investigación.

Metodologías

Parcelas de escurrimiento

Se han establecido parcelas de escurrimiento en dos sitios. Uno de ellos, instalado en setiembre de 2012, está ubicado en La Estación Experimental «Dr. Mario A. Cassinoni» de Paysandú (FAGRO, UdelaR). En este sitio se encuentran instaladas 18 parcelas de escurrimiento y una estación meteorológica automática que permite obtener información diaria. El otro sitio (Candil), instalado en marzo de 2014, se encuentra ubicado en un establecimiento privado dentro de la cuenca del río Santa Lucía. Se prevé instalar otro sitio en el Departamento de Florida, en el cual se evaluará el efecto de la dotación animal a través del agregado de dosis variables de estiércol.

Las dimensiones de las parcelas de escurrimiento están dentro del rango recomendado por Vadas et al. (2005) para este tipo de estudio; cada micro-parcela mide 1,5 por 1,5 m y están confeccionadas con planchas de metal que sobresalen 10 cm de la superficie del suelo para evitar pérdidas por escurrimiento. En el lado inferior de la parcela se desvía la escorrentía hacia una canaleta que conduce el agua hacia tanques colectores. Cada tanque colector recoge una fracción del volumen de agua de escurrimiento. El escurrimiento restante de cada parcela se registra con un contador mecánico de flujo a la salida del agua. Las concentraciones de PT y PS se determinan según Pote y Daniel (2000). Todas las mediciones se realizan luego de ocurrencia de lluvias naturales que producen escurrimiento. Los tratamientos varían entre sitios.

En Paysandú, el sitio experimental se encuentra dentro de un ensayo de larga duración en un Brunosol eutrítico típico (C.Org = 29,5 g kg⁻¹, pH = 5,7), suelo

representativo del área agrícola del Uruguay, el cual fue diseñado e instalado en el año 1993 por Oswaldo Ernst. Los tratamientos son la combinación factorial de dos métodos de laboreo (laboreo convencional = LC y siembra directa = SD) y dos rotaciones de cultivos (agricultura continua = AC y rotación con pasturas = RP cada 3 años) dispuestos en un diseño completamente al azar con tres repeticiones. La pastura consta de tres especies, lotus (*Lotus corniculatus* L.), trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y festuca (*Festuca arundinacea* L.). La pastura se instala con el cultivo de invierno en la misma operación de siembra. Las pasturas son pastoreadas por ganado lechero con una carga de 60 vacas ha⁻¹. Como control se utilizará el campo natural contiguo al ensayo. El campo natural (CN) se compone principalmente de especies C₄ y C₃, perennes y anuales. Las microparcels de escurrimiento están instaladas en CN y en algunas de las combinaciones de laboreo por rotación (LC-RP, SD-RP y SD-AC), todos sin fertilizar con P. Pero a su vez los tratamientos LC-RP y SD-RP están subdivididos por la aplicación de 200 kg. ha⁻¹ de P₂O₅. Esta dosis fue definida con el objetivo de elevar el nivel inicial del P Bray 1 a 30 ppm.

En Candil los tratamientos consisten de cuatro dosis (0, 50, 100, 150) de P₂O₅ (kg.ha⁻¹) aplicadas como supertriple (0,46-46-0) aplicadas sobre una pradera convencional de un año, más otro tratamiento sin fertilizar en otra área bajo campo natural. Cada tratamiento tiene tres repeticiones en un arreglo de bloques al azar, instalándose por tanto 15 tratamientos

En el sitio adicional se va a instalar además de un testigo (0 kg.ha⁻¹) dos dosis de estiércol vacuno fresco por parcela (2,25 m²) equivalente a aproximadamente 285 y 570 kg.ha⁻¹ de P₂O₅ (Haynes y Williams, 1993), simulando dos dotaciones. Cada tratamiento ten-

drá tres repeticiones en un arreglo de bloques al azar, instalándose por tanto 12 tratamientos. El área fertilizada será de 3 por 2 m, incluyendo el área de la parcela de escurrimiento propiamente dicha, la cual se ubicará en el centro del área.

Relevamiento

Se está desarrollando además un relevamiento de 35 sitios dentro de la zona lechera de la cuenca del río Santa Lucía. En este relevamiento se evitan incluir sitios donde usualmente u ocasionalmente se producen acumulaciones de animales, como dormideros, comederos, etc.

Las determinaciones realizadas tanto en los sitios de relevamiento como en las parcelas de escurrimiento fueron las siguientes:

- Todos los sitios son georeferenciados.
- El tipo de suelo de cada sitio se clasifica de acuerdo a la Carta 1: 100000 de Reconocimiento de Suelos de Uruguay (Uruguay. MAGP, 1976 a y b) y del USDA (Soil Survey Staff, 1999).
- Se determina la textura de acuerdo al método de la pipeta (Gee y Bauder, 1986).
- En el horizonte A (0-15 cm) se determina materia orgánica (Walkley y Black, 1934), y bases totales (Thomas, 1982).
- El nivel de P lábil se determina por tres métodos de Test Agronómicos de Fósforo (TAP), Bray 1 (Bray y Kurtz, 1945), Mehlich III (Mehlich, 1984) y Ac. Cítrico (INIA, 2012) a tres profundidades (0 a 2,5 cm; 0 a 7 cm y 0 a 15 cm). En las parcelas de escurrimiento se realiza un muestreo adicional más intenso por tratamiento, seis meses post fertilización. Este muestreo se realizará en el área cercana a cada parcela.



- P total se determina por sitio con la técnica descripta por Kuo (1996).
- P extraídos con agua (PEA o WEP en inglés) a través del método propuesto en Kleinman *et al.* (2007).
- Para estimar erosión, se mide el Largo (m) y la Pendiente (%) de la Unidad de Manejo y se registra además la rotación de cultivos utilizada por el productor.

Modelo de Índice de P

El Modelo de Índice de P que se propone está basado en los desarrollados en Estados Unidos en los estados de Iowa y Wisconsin (Mallarino *et al.*, 2002; Good *et al.*, 2012) con modificaciones propias. Las ecuaciones y supuestos del modelo son las siguientes.

Ecuación Principal:

Índice de P ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P por año) = Pérdidas de P Particulado desde el predio ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P por año) x Tasa de Transporte de P Particulado + Pérdidas de P Soluble Reactivo desde el predio ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P por año)

Submodelo de P Particulado¹:

- Pérdidas de P Particulado desde el predio ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P por año) = Vol. Esguerrimiento ($\text{L} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) x PT x Índice de Enriquecimiento
- Tasa de Transporte de P Particulado (En esta etapa se utilizarán ecuaciones del modelo de Wisconsin)

Para correr el modelo en otros sitios, se estimarán los sólidos totales con el programa EROSION 6.0 basado en el modelo USLE-RUSLE (Clérice y García Préchac, 2001), que es el utilizado actualmente en Uruguay para realizar los Planes de Uso y Manejo de Suelos exigidos por MGAP-RENARE. La concentración de PT se medirá en laboratorio. En colaboración con el Dr. Mario Pérez

y su grupo del Departamento de Suelos y Aguas se evaluarán, además, otras alternativas de predicción de erosión, como el modelo WEPP, más dirigido a predecir eventos de erosión pero que requiere de mayor información para ser usado a nivel general (Laflen *et al.*, 1991; Flanagan y Nearing, 1995).

Submodelo de P Soluble

- Pérdidas de P Soluble Reactivo desde el predio ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P por año) = Vol. Esguerrimiento ($\text{L} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) x ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{PSR}$)/1000

En las parcelas de esguerrimiento se utilizarán los valores observados de Volumen de Esguerrimiento y de PSR. Para correr el modelo en otros sitios se estimará el drenaje a partir de las relaciones lluvia/drenaje en función del modelo de Número de Curva (USDA, 1985). El P soluble se estima a partir de la relación encontrada entre esta variable (y) con P-Bray 1(x) observada en las parcelas de esguerrimiento y en el relevamiento de sitios.

Resultados preliminares

Parcelas de esguerrimiento EEMAC-Paysandú

Durante el período setiembre 2012 a setiembre 2013, las pérdidas de P total no presentaron grandes variaciones entre los tratamientos no fertilizados, pero el agregado de $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P_2O_5 incrementó notoriamente estas pérdidas, siendo además estas muy superiores en el tratamiento bajo siembra directa (SD) (figura 1). Las pérdidas anuales de P Soluble en los tratamientos que no recibieron fertilizante fosfatado también tendieron a ser mayores en SD. En las parcelas fertilizadas, tanto las pérdidas de P soluble como de P particulado fueron superiores en SD que en LC. Al igual que lo que ocurrió con CPF, la

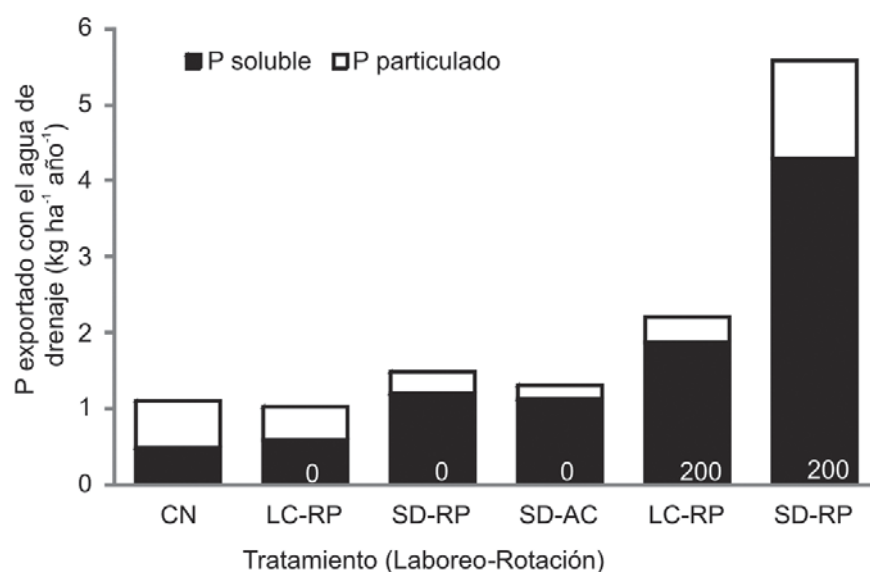


Figura 1. Pérdida de P total anual, discriminado en P soluble y P particulado, en relación a la combinación de tipo de uso de suelo, laboreo y rotación, así como a la dosis de P₂O₅ ha⁻¹ agregada en el Sitio EEMAC de setiembre 2012 a setiembre 2013. La sigla CN corresponde a campo natural, LC y SD a laboreo convencional y siembra directa, mientras que RP y AC a rotación con pasturas y agricultura continúa, respectivamente.

interacción laboreo por dosis no fue significativa. El único tratamiento que superó el umbral de 5 kg.ha⁻¹.año⁻¹ fue el tratamiento fertilizado bajo siembra directa. Estos resultados sugieren que la aplicación en superficie de fertilizante fosfatado fue el factor que más influyó en las pérdidas de P.

Parcelas de escurrimiento Sitio Candil

Los resultados corresponden a un año de medición, desde marzo de 2014 a marzo de 2015. Durante este período las lluvias registradas por INUMET en la Estación de la ciudad de Florida, ubicada a una distancia de aproximadamente 15 km del sitio experimental, 1677 mm. El nivel de P Bray 1 a la profundidad de 0-2,5 cm fue de 34 mg.kg⁻¹ suelo, mientras que a 0-7,5 y a 7,5-15 cm estas concentraciones fueron 16 y 5 mg.kg⁻¹, respectivamente. Por lo tanto, este sitio no tenía valores excesivos de P en relación a los requerimientos de las praderas. El escurrimiento anual observado fue de 321 mm, mientras que el estimado con el

Modelo de Número de Curva fue de 308 y 347 mm, dependiendo de que se estimara sin o con corrección por lluvias anteriores, respectivamente.

Como era de esperar (figura 2), las pérdidas de P Soluble en la pradera convencional dependieron de la dosis de P agregado al comienzo del experimento, pero las provenientes del suelo sin fertilizar ya estuvieron en el valor que se considera el umbral aceptable de 1 kg.ha⁻¹.año⁻¹ (Smith et al., 2015). Todas las dosis de fertilizaciones superaron este umbral, siendo en promedio la pérdida de fertilizante de 1,83% de la dosis de P agregada. Una proporción importante de esta pérdida ocurrió en un solo evento de lluvia próximo a la fertilización, lo cual coincide con resultados recientes de monitoreos realizados en el lago Erie de Estados Unidos, que muestran que luego de la época de fertilización fosfatada en la cuenca se registra un «pulso» de P soluble llegando al lago (Krieger et al., 2010).

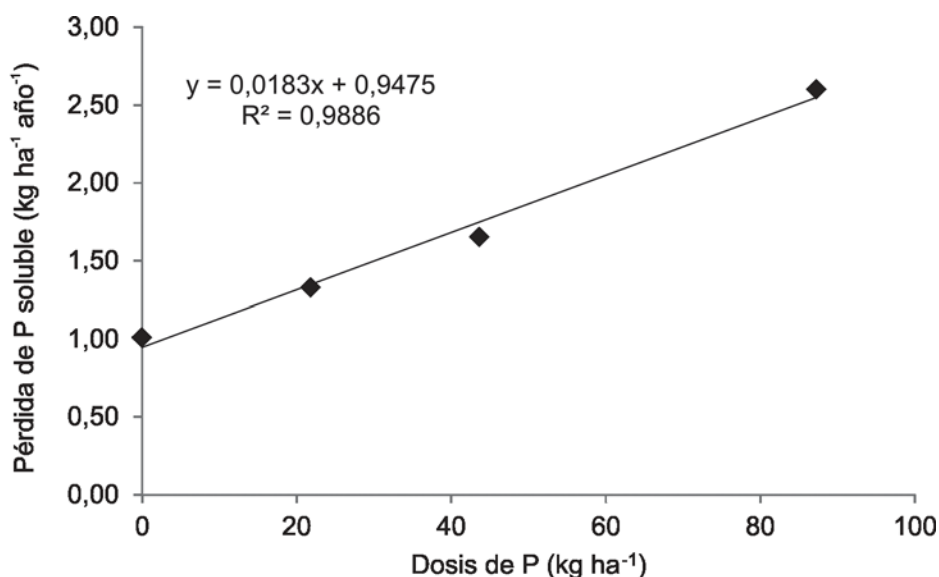


Figura 2. Pérdida de P soluble anual en relación a la dosis de P agregada en el Sitio Candil para el período marzo 2014 - 2015. Se destaca que las dosis agregadas están expresadas en unidades de P, pero equivalen a 0, 50, 100 y 200 kg de P₂O₅ ha⁻¹.

Relevamiento de 32 sitios bajo producción lechera en la zona de la cuenca del río Santa Lucía

Se presentan los resultados de concentración de P Bray 1 para la profundidad de 0-2,5 cm, asumiendo que ésta sería la capa de suelo efectiva que interacciona con el agua de escurrimiento, pudiendo, por lo tanto, liberar P soluble, y es también la que tiene más riesgo de erosión, aunque en el caso de P soluble la profundidad efectiva puede ser aún menor (Zhang et al., 1997). Los valores de P Bray 1 encontrados en las 32 Unidades de Manejo relevadas mostraron una importante estratificación en superficie. La relación entre la concentración en la capa de 0-2,5 cm y la de 0-15 cm, índice conocido como Factor de Estratificación (Good et al., 2010), fue de 3,82 para el promedio de los sitios, pero con un rango de variación que osciló entre un mínimo de 1,32 a un máximo de 7,50. A su vez, y como consecuencia de esta alta estratificación, las concentraciones de P Bray 1 tendieron a

ser muy elevadas en esta primera capa de suelo (cuadro 1). Este resultado se debe a la práctica extendida de aplicar el fertilizante fosfatado en superficie y sin incorporar, la cual predomina en los predios lecheros y agrícolas de esta zona y en general de todo el país, debido a la masiva adopción de la siembra directa por los productores. Un resultado similar fue observado por la Dra. Mónica Barbazán y su grupo (Com. Pers, 2015) en sitios agrícolas del litoral oeste y centro del país, pero también fue encontrado en sitios agrícolas de Argentina por Sucunza et al. (2015).

En el estado de Wisconsin se estima usualmente la concentración de P-Bray 1 en la capa de 0-2 cm a partir de la concentración de P-Bray 1 en la capa de 0-15 cm, ya que esta última profundidad es la usualmente muestreada para recomendaciones de fertilización (Good et al., 2010), pero la variación observada en nuestro caso impide utilizar una estrategia similar. Además, en algunas unidades de manejo (datos no mostrados) se observaron evidencias de lava-



Cuadro 1. Distribución de la concentración de P en diferentes rangos. La concentración de P representa la profundidad de 0-2,5 cm.

Rango de P Bray 1 (mg. kg ⁻¹)	Proporción (%)
10-20	6
21-30	3
31-60	66
61-100	25

do de P hacia capas inferiores (Heckrath et al., 1995). En nuestro caso este resultado se relacionó con la práctica de agregado de estiércol por el productor.

De acuerdo a los resultados obtenidos por Good et al. (2010), para Wisconsin, la extracción de P soluble con una relación suelo: agua de 1:100 es representativa de la concentración de P extraída del suelo por el agua de escurrimiento en ensayos con simuladores de lluvia. Esta relación entre el P Bray 1 y PS extraído con agua con esta dilución se la conoce con el nombre de coeficiente de extracción, y es un índice fundamental en el Submodelo de P

Soluble. El valor citado para Wisconsin de este coeficiente es de 0,006, mientras que para Iowa el mismo es de 0,005 mg. L⁻¹ PS / mg.kg⁻¹ P Bray 1. En nuestro caso se usó esta metodología y se observó que la pendiente de la relación observada entre PS y P Bray 1 cuando se agruparon las datos de 0-2,5 cm y 0-7,5-cm de suelo de estos 32 sitios fue muy cercana (0,0066) al valor encontrado para Wisconsin (figura 3).

De todas maneras, cabe señalar que la utilidad del coeficiente de extracción en nuestras condiciones podría ser cuestionable, ya que debido a la gran variación del Factor de Estratificación

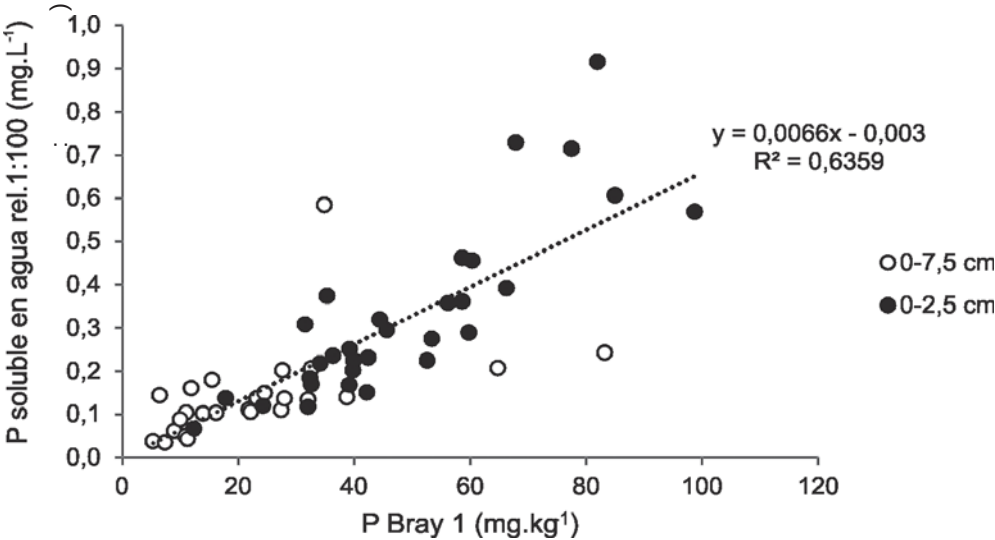


Figura 3. Relación entre la concentración de P Bray 1 en las capas de 0-2,5 cm y 0-7,5 cm del suelo y la concentración de P soluble en agua (P-WEP) extraída con una relación suelo: agua de 1:100 en 32 sitios lecheros ubicados dentro de la cuenca del río Santa Lucía. La ecuación de regresión de la figura representa la relación lineal encontrada para estas dos capas consideradas en forma conjunta.

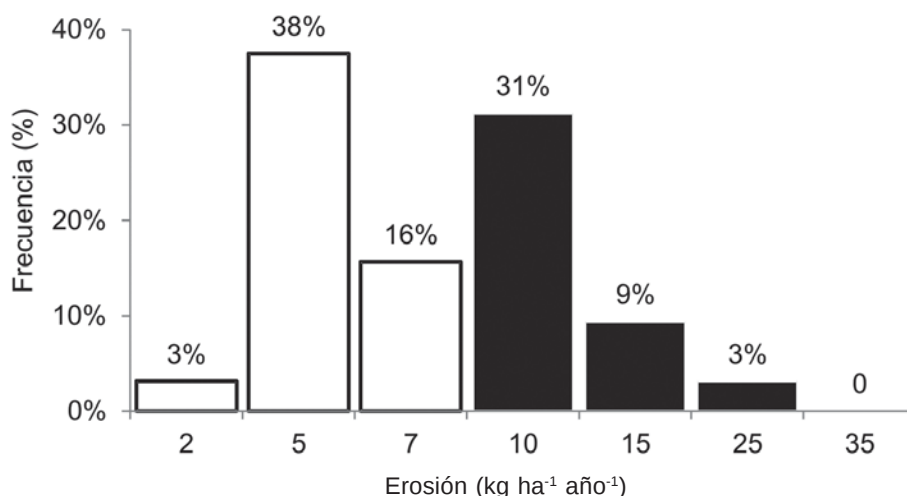


Figura 4. Rango de erosión estimado para las 32 unidades de manejo bajo producción lechera relevados dentro de la cuenca del río Santa Lucía. Las barras con fondo blanco y negro indican, respectivamente, las unidades de manejo con erosión inferior y superior al umbral de 7 t.ha⁻¹.año⁻¹. La erosión fue estimada con el Modelo Erosión 6.0. Independientemente del largo real de la pendiente de la unidad de manejo, el largo máximo utilizado en la estimación de erosión fue de 100 m. Para estimar el coeficiente C, se asumió el valor promedio de las rotaciones predominantes en la cuenca según RENARE.

resulta poco confiable estimar la concentración de P Bray 1 en la capa de 0-2,5 cm a partir de la concentración en la capa de 0-15 cm, por lo cual parece más recomendable re-muestrear el suelo a la profundidad 0-2,5 cm y luego determinar en la misma directamente el valor de P soluble en agua (o P-WEP en Inglés), en lugar de estimar este índice en base a P Bray 1.

La tasa de erosión anual estimada con el Modelo Erosión 6.0 se presentan en la figura 4. En estas estimaciones se utilizaron los datos de pendiente y de largo de pendiente medidos «in situ», los valores promedio de Coeficiente C suministrados por RENARE para las rotaciones predominantes en la Cuenca Lechera (C. Clerici, 2015, com. pers.), el valor de Coeficiente R para Montevideo y de Coeficiente K correspondiente a cada Unidad de Suelo. Cabe señalar que el largo de pendiente medido no fue luego el utilizado, ya que este superó en todos los sitios el valor límite de 100 m, por lo cual se usó en su lugar este valor límite.

Bajo estas especificaciones se observó que el 43% de los sitios evaluados superó el umbral de 7 t.ha⁻¹.año⁻¹, lo cual evidencia la necesidad de controlar la erosión en los predios lecheros. Esta labor ya ha comenzado, ya que MGAP-Renare está desarrollando un Plan Piloto para expandir los Planes de Uso y Manejo de Suelos a algunas zonas lecheras dentro de la cuenca del río Santa Lucía. Cuando este plan este totalmente operativo en toda la cuenca, se puede asumir que la erosión no superaría el umbral de 7 t.ha⁻¹.año⁻¹. Pero aun en este caso, con el manejo actual de los suelos, una proporción importante de las unidades de manejo estarían con una tasa de erosión cercana a este máximo (figura 5).

Como consecuencia de los altos valores de P Bray 1 en la capa de suelo de 0-2,5 cm y de los altos valores de erosión estimados para gran parte de los 32 sitios relevados, las estimaciones realizadas para la situación actual sugieren que el valor del Índice de P, aun sin agregado de fertilizante fosfatado,

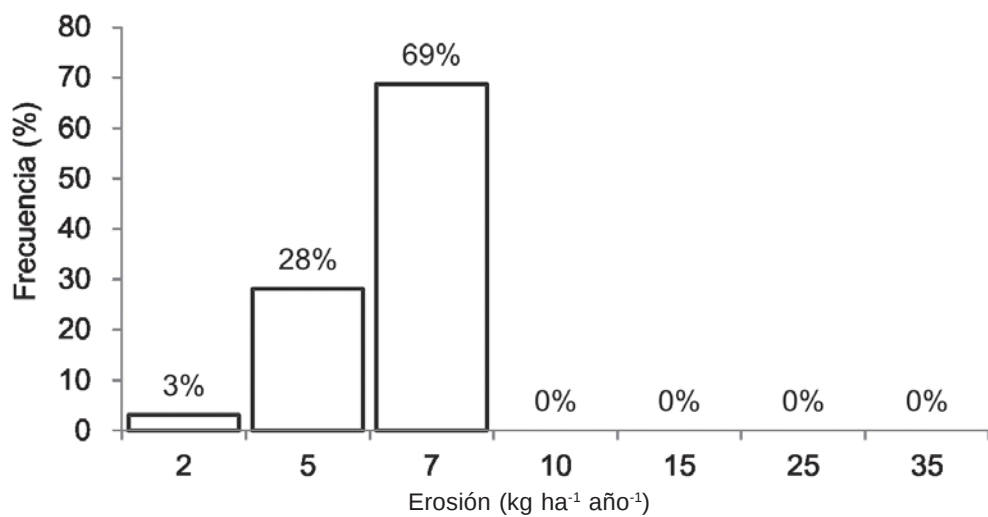


Figura 5. Rango de erosión estimado para las 32 unidades de manejo bajo producción lechera relevados dentro de la cuenca del río Santa Lucía, asumiendo que los Planes de uso y Manejo de RENARE estuvieran operativos en toda la cuenca (Erosión Máxima permitida de 7 t ha⁻¹ año⁻¹. La erosión fue estimada con el Modelo Erosión 6.0. Independientemente del largo real de la pendiente, el largo máximo utilizado en la estimación de erosión fue de 100 m. Para estimar el coeficiente C, se asumió el valor promedio de las rotaciones predominantes en la cuenca según RENARE.

superaría el Umbral de 5 kg.ha⁻¹.año⁻¹ en el 56% de los sitios, y que además el 18% de los mismos tendría un riesgo alto de exportación de P, con valores superiores a 7,5 kg.ha⁻¹.año⁻¹ (figuras 6A y 6B). Por otra parte, aun bajo el escenario de la existencia de Planes de Uso y Manejo en esta cuenca presentado en la figura 4, las estimaciones indican que la proporción de sitios con valores de Índice de P por encima del umbral de 5 kg.ha⁻¹.año⁻¹ no cambiaría, aunque si disminuiría fuertemente la proporción de sitios con valores de Índice de P por encima de 7,5 kg.ha⁻¹.año⁻¹ (figuras 7A y 7B).

Si se consideran por separado las estimaciones de salida de P Soluble, se observa que aun sin fertilización fosfata el 38% de las unidades de manejo relevadas superarían el umbral de 1 kg ha⁻¹ año⁻¹ establecido para esta forma de P de mayor biodisponibilidad. Cabe destacar que la pérdida de P soluble no sería afectada por la introducción de medidas de manejo que disminuyan la

tasa de erosión, sino solo por aquellas que reduzcan los niveles de P lábil y la estratificación de este nutriente en la capa superior del suelo.

Como ya se aclaró previamente, en estas estimaciones de Índice de P y de pérdida de P soluble no se consideraron las entradas de P por fertilización ni por deyecciones animales, porque los coeficientes de pérdida de estas fuentes, obtenidos hasta la fecha, están en el rango más elevado de los citados por la bibliografía, y ante esta incertidumbre se prefirió ser cauteloso. Pero de todas maneras, aunque la estimación del aporte de estas fuentes se realizara con coeficientes menores, las estimaciones resultantes serían bastante más elevadas que las actuales. Estas estimaciones de altas exportaciones de P particulado y P soluble desde predios bajo producción lechera coinciden además con la situación de alta concentración de P Total y P Soluble en los cursos de agua superficial previamente presentados.

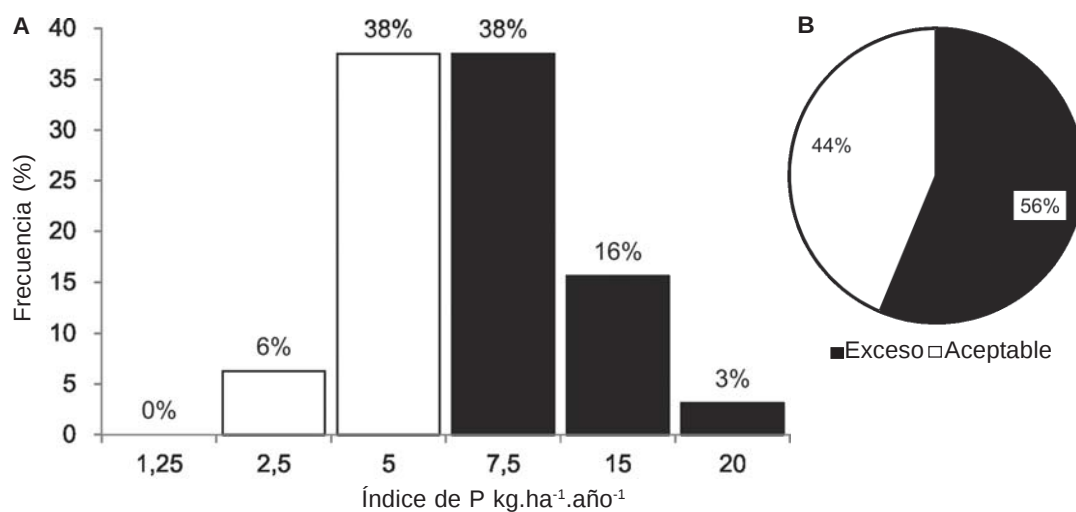


Figura 6. A) Rango de Índice de P estimado para las 32 unidades de manejo bajo producción lechera relevados dentro de la cuenca del río Santa Lucía, para las estimaciones de erosión de la figura 3. Las barras con fondo negro indican las unidades de manejo con valores de Índice de P por encima del valor aceptable de 5 kg ha⁻¹ año⁻¹. **B)** Proporción de unidades de manejo por debajo y por encima de este umbral. En este cómputo del Índice de P no se incluyó la fertilización de P ni se computó la entrada de P por deyecciones de vacunos.

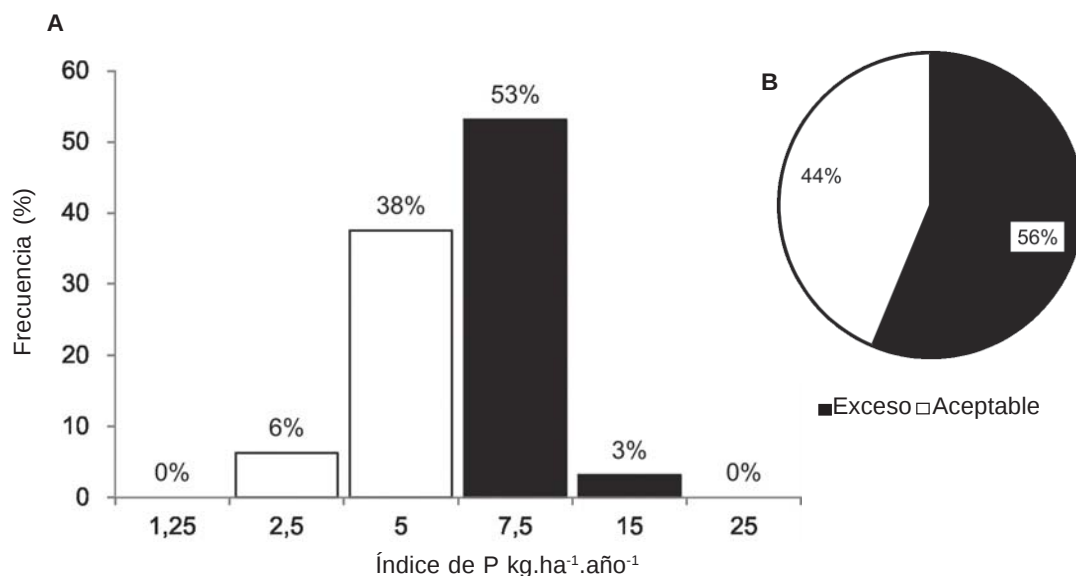


Figura 7. A) Rango de Índice de P estimado para las 32 unidades de manejo bajo producción lechera relevados dentro de la cuenca del río Santa Lucía, para las estimaciones de erosión de la figura 4. Las barras con fondo negro indican las unidades de manejo con valores de Índice de P por encima del valor aceptable (5 kg.ha⁻¹.año⁻¹). **B)** Proporción de unidades de manejo por debajo y encima de este umbral.

CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados provisorios, obtenidos hasta la fecha, indican que los aportes difusos de P a los recursos hídricos de la cuenca lechera, provenientes de las actividades agropecuarias, serían importantes, y en muchas situaciones se encontrarían por encima de los umbrales de exportación aceptados en otras regiones, particularmente Estados Unidos.

Estos aportes de P, desde los suelos agrícolas a las aguas superficiales, estarían llegando tanto en forma particulada como soluble, resultado que coincide con los relevamientos de calidad de agua realizados en los cursos superficiales de esta cuenca.

El control de la erosión no sería suficiente por sí solo para resolver este problema, ya que aun considerando solamente la salida de P particulado del predio, resulta obvio que en suelos con alta estratificación, con tasas de erosión cercanas al umbral de $7 \text{ t.ha}^{-1}.\text{año}^{-1}$ ya se estaría superando el valor límite del Índice de P. Por tanto, se debería controlar, además, la fertilización fosfatada excesiva e incorporar el fertilizante fosfatado, para así disminuir la estratificación de P en las primeras capas del suelo.

Se debe ser consciente que aun luego de la aplicación de estas medidas, la disminución de la concentración de P en los cursos de agua y en los lagos y represas no va a ser repentina, sino que se deben esperar muchos años para empezar a ver resultados. Esto se debe a que el P está fuertemente retenido en el suelo y en los sedimentos fluviales, por lo cual la liberación de este nutriente al agua va a continuar aún mucho tiempo después de que estas aplicaciones se reduzcan.

Las estimaciones de exportación de P presentadas en este trabajo fueron realizadas en forma provisional, ya que

el grado de desarrollo del modelo de índice de P en Uruguay es aún incipiente. De todas maneras, aunque este modelo estuviera más maduro, las estimaciones realizadas con esta herramienta deberían ser validadas a mayor escala, por ejemplo monitoreando la carga de P que sale de unidades de manejo cercanas a cursos de agua. Para esto se necesitaría instalar estaciones de muestreo automático en puntos estratégicos de predios bajo diferente uso y manejo de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSEN HE, KRONVANG B. 2006. Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water, Air, and Soil Pollution*, 174: 341-353.
- ARNOLD JG, FOHRER N. 2005. SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. *Hydrological Processes*, 19(3): 563-572.
- ARNOLD JG, SRINIVASAN R, MUTTIAH RS, WILLIAMS JR. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1):73-89.
- AROCENA R, CHALAR G, FABIÁN D, DE LEÓN L, BRUGNOLI E, SILVA M, RODÓ E, MACHADO I, PACHECO JP, CASTIGLIONI R, GABITO L. 2008. Estado trófico de embalses P. Severino y Canelón Grande. En: Informe final del convenio DINAMA-FAC. Ciencias (Sec. Limnología) evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. [En línea] Consultado 18 mayo 2013. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/>.
- AROCENA R, CHALAR G, PERDOMO C, FABIÁN D, PACHECO JP, GONZÁLEZ M, OLIVERO V, SILVA M, GARCÍA P, ETCHEBARNE V. 2012. Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. VII Congreso de Medio Ambiente Asociación de Universidades del Grupo Montevideo. Ponencia oral. Junio 2012. La Plata. Argentina.
- BEAUCHEMIN S, SIMARD RR. 2000. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Quebec, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 79: 615-625.



- BECHMANN ME, STALNACKE P, KVAERNO SH.** 2007. Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120:117-128.
- BRAY RH, KURTZ LT.** 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59: 39-45.
- CLÉRICI C, GARCÍA PRÉCHAC F.** 2001. Aplicaciones del modelo USLE/RUSLE para estimar pérdidas de suelo por erosión en Uruguay y la región sur de la cuenca del Río de la Plata. *Agrociencia*. Uruguay, 5(1): 92-103.
- DONG YF, WU YQ, ZHANG TY, YANG W, LIU BY.** 2013. The sediment delivery ratio in a small catchment in the black soil region of Northeast China. *International Journal of Sediment Research*, 28(1): 111-117.
- DIARIO EL OBSERVADOR.** 2013. OSE no detectó plaguicidas en agua con mal olor y sabor. [En línea]. Consultado 18 mayo 2013. Disponible en: <http://www.elobservador.com.uy/noticia/246407/ose-no-detecto-plaguicidas-en-agua-con-mal-olor-y-sabor/>
- DIARIO EL PAÍS.** 2013. Algas en agua de OSE son «potencialmente tóxicas» [En línea]. Consultado 18 mayo 2013. Disponible en: <http://historico.elpais.com.uy/130314/ultmo-702564/ultimomomento/algas-en-agua-de-ose-son-potencialmente-toxicas/>
- DONG YF, WU YQ, ZHANG TY, YANG W, LIU BY.** 2013. The sediment delivery ratio in a small catchment in the black soil region of Northeast China. *International Journal of Sediment Research*, 28(1): 111-117.
- FEAGLEY SE, LORY J.** 2009. Soil test phosphorus threshold levels. Southern Extension and Research Activity Information Exchange Group 17 (SERA-17) Position Paper. http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/P_Soil_Threshold_Levels_2009.pdf
- FERRO V, MINACAPILLI M.** 1995. Sediment delivery processes at basin scale. *Hydrological Sciences Journal*, 40(6): 703-717.
- FLANAGAN DC, NEARING MA.** 1995. USDA-Water Erosion Prediction Project: Hillslope profile and watershed model documentation. NSERL Rep. 10. USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, West Lafayette, Indiana.
- GEE GW, BAUDER JW.** 1986. Particle-size Analysis. En: Page AL [Ed]. *Methods of soil analysis, Part 1, Physical and mineralogical methods*. Second Edition, Agronomy Monograph 9, American Society of Agronomy, Madison, WI. 383 - 411.
- GOOD LW, PANUSKA J, VADAS P.** 2010. Current calculations in the Wisconsin P Index. Disponible en: http://wpindex.cals.wisc.edu/wp-content/uploads/2011/10/PIndexCalc_11_18_20101.pdf
- GOOD LW, VADAS P, PANUSKA JC, BONILLA CA, JOKELA WE.** 2012. Testing the Wisconsin P Index with year-round, field-scale runoff monitoring. *Journal of Environmental Quality*, 41(6):1730-1740.
- HAYNES RJ, WILLIAMS PH.** 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy*, 49:119-199.
- HEATHWAITE L, SHARPLEY A, BECHMANN M.** 2003. The conceptual basis for a decision support framework to assess the risk of phosphorus loss at the field scale across Europe. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166:447-458.
- HECKRATH G, BROOKES PC, POULTON PR, GOULDING KWT.** 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*, 24:904-910.
- INIA.** 2012. Detalle de técnicas utilizadas para la determinación de P en el suelo. [En línea]. Consultado 20 mayo 2013. Disponible en webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:AVZhriH85aUJ:www.inia.org.uy/estaciones/la_estanzuela/actividades/documentos/tecnicas_p_suelos_iniale.pdf+&cd=1&hl=es-419&ct=clnk&gl=uy.
- JET-DINAMA.** 2010. Informe de situación sobre fuentes de contaminación difusa en la cuenca del río Santa Lucía. [En línea] Consultado 30 abril 2011. Disponible en http://www.dinama.gub.uy/jica/ndex.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=71&Itemid=60
- KHAN FA, ANSARI, A.** 2005. Eutrophication: An Ecological Vision. *Botanical Review*, 71:449-482.
- KLEINMAN P, SULLIVAN D, WOLFA, BRANDT R, DOU Z, ELLIOTT H, KOVAR J, LEYTEM A, MAGUIRE R, MOORE P, SAPORITO L,**



- SHARPLEY A, SHOBER A, SIMS T, TOTTH J, TOOR G, ZHANG H, ZHANG T.** 2007. Selection of a water extractable phosphorus test for manures and biosolids as an indicator of runoff loss potential. *Journal of Environmental Quality*, 36: 1357-1367.
- KLEINMAN PJA, SHARPLEY AN.** 2002. Estimating soil phosphorus sorption saturation from Mehlich-3 data. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33:1825-1839.
- KRIEGER K, BAKER D, RICHARDS P, KRAMER J.** 2010. Record amounts of dissolved phosphorus hit Lake Erie. *Water Quality News and Notes*, July 10, 2010. National Center for Water Quality Research, Heidelberg College, Tiffin, OH. Disponible en http://www.heidelberg.edu/sites/herald.heidelberg.edu/files/NCWQR%20News%20and%20Supplement_072210.pdf.
- KUO S.** 1996. Total phosphorus. En: Pierzynski GM. [Ed.] *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters*. 44-49.
- LAFLÉN JM, LANE LJ, FOSTER GR.** 1991. WEPP-a next generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil Water Conservation*, 46(1): 34-38.
- LEMUNYON JL, GILBERT RG.** 1993. Concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6(4):483-486.
- MALLARINO AP, STEWART, BM, BAKER JL, DOWNING JD, SAWYER JE.** 2002. Phosphorus indexing for cropland: overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57:440-447.
- MCDOWELL RW, NASH D.** 2012. A review of the cost-effectiveness and suitability of mitigation strategies to prevent phosphorus loss from dairy farms in New Zealand and Australia. *Journal of Environmental Quality*, 41(3): 680-693.
- MEHLICH A.** 1984. Mehlich III soil test extractant: A modification of Mehlich II extractant. *Journal Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 15: 1409-1416.
- MÉNDEZ S, PINTOS W, LUCCHI C.** 1998. Estudio de las características físico-químicas del agua de una zona del río Santa Lucía (Uruguay). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 19 (2): 123-133.
- MINISTRY OF AGRICULTURE, FISHERIES AND FOOD.** 1994. Fertilizer recommendations for agricultural and horticultural crops. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Reference Book 209. HMSO, London, UK.
- Moron A, Baethgen W. 1996. Relevamiento de la fertilidad de suelos bajo producción lechera en Uruguay. Serie técnica 73. INIA La Estanzuela.
- MVOTMA (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, URUGUAY).** 2013. Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable en la cuenca del Santa Lucía. [En línea]. Consultado 18 mayo 2013. Disponible en: <http://www.mvotma.gub.uy/sala-de-prensa/noticias/item/10004440-plan-de-acci%C3%B3n-para-la-protecci%C3%B3n-del-agua-en-la-cuenca-del-santa-luc%C3%ADa>.
- NAIR VD, GRAETZ DA.** 2002. Phosphorus saturation in Spodosols impacted by manure. *Journal of Environmental Quality*, 31:1279-1285.
- POTE DH, DANIEL TC.** 2000. Analyzing for total phosphorus and total dissolved phosphorus in water samples. En: Pierzynski GM. [Ed.] *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters*. 94-97.
- RECKHOW KH, BEAULAC MN, SIMPSON JT.** 1980. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients. U.S. EPA, Washington, DC. EPA 440/5-80-011.
- SALAS H, MARTINO P.** 2001. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutroficación en lagos cálidos tropicales. Programa Regional CEPIS/HEP/OPS 1981-1990. Lima, CEPIS.
- SHARPLEY AN, SMITH SJ.** 1994. Wheat tillage and water quality in the Southern Plains. *Soil Tillage Research*, 30:33-38.
- SHARPLEY A, BOLSTER C, CONOVER C, DAYTON E, DAVIS J, EASTON Z, GOOD L, GROSS C, KLEINMAN P, MALLINARO A, MOFFITT D, NELSON N, NORFLEET L, OSMONDD, PARRY R, THOMPSON A, VADAS P, WHITE M.** 2012. Technical Guidance for Assessing Phosphorus Indices. Southern Cooperative Series XXX. A Publication SERA-IEG 17.



- SHARPLEY AN, BEEGLE D, BOLSTER CH, GOOD L, JOERN B, KETTERINGS Q, LORY J, MIKKELSEN R, OSMOND D, VADAS PA.** 2011. Revision of the 590 nutrient management standard: SERA-17 recommendations. SERA-IEG 17 Bulletin. White Paper.
- SHARPLEY AN, CHAPRA SC, WEDEPOHL R, SIMS JT, DANIEL TC, REDDY KR.** 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 23:437-451.
- SMITH VH.** 2003. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems: A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10:126-139.
- SMITH DR, KING KW, WILLIAMS MR.** 2015. What is causing the harmful algal blooms in Lake Erie? *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(2): 27A-29A.
- SOIL SURVEY STAFF.** 1999. Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys (2nd ed.). Washington, DC: US Department of Agriculture Soil Conservation Service.
- STUMM W.** 1973. The acceleration of the hydrogeochemical cycling of Phosphorous. *Water Research*, 17:131-144.
- SUCUNZA FA, GUTIERREZ BOEM F, RUBIO G, GARCIA F, BOXLER M.** 2015. La fertilización continua de largo plazo: Efectos sobre la estratificación del fósforo. Simposio Fertilidad 2015. Rosario, Argentina.
- THOMAS GW.** 1982. Exchangeable cations. En: Page AL [Ed]. *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties* (2nd ed.) *Agronomy*, 9:159-165.
- TIESSEN KDH, ELLIOT JA, YAROTSKI J, LOBB DA, FLATON DN, GLOZIER NE.** 2010. Conventional and conservation tillage: Influence on seasonal runoff, sediment, and nutrient losses in the Canadian Prairies. *Journal of Environmental Quality*, 39:964-980.
- URUGUAY. MGAP. MINISTERIO DE GANADERÍA, AGRICULTURA Y PESCA. DIRECCIÓN DE SUELOS Y FERTILIZANTES.** 1976a. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay Tomo III. Apéndice: Descripciones, datos físicos y Químicos de los suelos dominantes. Dirección de Suelos y Fertilizantes.
- URUGUAY. MGAP. MINISTERIO DE GANADERÍA, AGRICULTURA Y PESCA. DIRECCIÓN DE SUELOS Y FERTILIZANTES.** 1976b. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. Tomo I Clasificación de suelos. Montevideo. 96p.
- URUGUAY. P.E.** 1979. Decreto 253/79. Normas para prevenir la contaminación industrial mediante el control de las aguas. Montevideo, Dirección Nacional de Medio Ambiente. 14 p. [En línea] Consultado 20 marzo 2013. Disponible en http://www.dinama.gub.uy/profesionales/downloads/dec_253_79.pdf
- USDA. SOIL CONSERVATION SERVICE.** 1985. *National Engineering Handbook*. USA.
- VADAS PA, HAGGARD BE, GBUREK WJ.** 2005. Predicting phosphorus in runoff from manured field plots. *Journal of Environmental Quality*, 34:1347-1353.
- WALKLEY A, BLACK IA.** 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science*, 63:251-263.
- WALLING DE.** 1983. The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology*, 65(1): 209-237.
- ZHANG XC, NORTON D, NEARING MA.** 1997. Chemical transfer from soil solution to surface runoff. *Water Resources Research*, 33(4): 809: 815.



Modelos de riesgo ambiental del uso de productos fitosanitarios: integraciones de escalas y desarrollo de herramientas para la toma de decisión en sistemas agrícolas extensivos

D. O. Ferraro¹

INTRODUCCIÓN

La expansión e intensificación agrícola acarrea la necesidad de evaluar sus impactos ambientales y los efectos sobre la capacidad económica-productiva de los agroecosistemas. La intensificación en la agricultura moderna incluye la introducción de cultivos genéticamente modificados, la extensión de la frontera agrícola y el aumento del uso de insumos (Ferraro y Benzi, 2015). En la figura 1 pueden observarse los cambios particulares que ha sufrido la agricultura en Argentina, caracterizados por

el aumento del área destinada a la agricultura, y en particular bajo el sistema de siembra sin remoción de suelo (siembra directa). Este aumento es común al resto de los países de América del Sur, al igual que la adopción de organismos genéticamente modificados (OGM), proceso que se dio en gran parte de los agroecosistemas del mundo (Qaim y Traxler, 2005).

Estos cambios impactaron en el proceso productivo, con aumentos muy importantes en los rendimientos. Sin embargo, de manera paralela, comenzó a discutirse la idea general de que existe

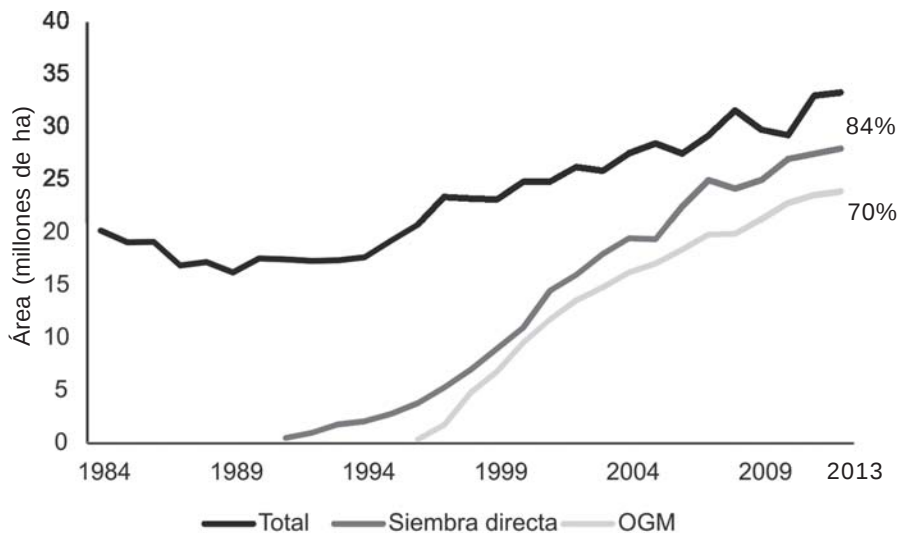


Figura 1. Evolución del área total bajo agricultura extensiva, y su participación en sistemas bajo siembra directa y uso de organismos modificados genéticamente (OGM). Elaborado en base a SIIA (2013).

¹Cátedra de Cerealicultura. Facultad de Agronomía (UBA). IFEVA (CONICET). Av. San Martín 4453 (C1417DSE). Buenos Aires (Argentina).



un costo frente al incremento de la productividad, que está asociado a la degradación del ambiente. En particular el uso de fitosanitarios (herbicidas, insecticidas y fungicidas) ha estado en el centro de la discusión, determinando una problemática compleja, relacionada tanto a la salud humana como al medio ambiente. Los principales aspectos que se relacionan a esta controversia están asociados a los potenciales efectos de los fitosanitarios sobre la salud humana, el ecosistema, la contaminación del suelo y el agua y la posibilidad de generar resistencia en organismos. Entender y evaluar estos ejes de impacto constituyen una necesidad de carácter práctico de la sociedad, que requieren de tecnologías adecuadas y específicas, para diseñar sistemas sustentables (Pretty, 2008).

SUSTENTABILIDAD Y NECESIDAD DE EVALUACIÓN AMBIENTAL

Si bien el concepto de sustentabilidad agrícola está en el centro del debate acerca del uso de los recursos naturales, es difícil encontrar consenso acerca de su definición operacional (Dalsgaard y Oficial, 1997). Una de las razones de ello es que el concepto amplio de sustentabilidad en un agroecosistemas abarca aspectos éticos, económicos y ecológicos, incorporando componentes de subjetividad e incertidumbre (Backus et al., 1997). La pregunta para hacerse, entonces, es en qué medida las actividades humanas realizadas en un área dada están degradando el ambiente, afectando los servicios que el ecosistema brinda a los seres humanos y a la sustentabilidad de largo plazo. Es imprescindible entender en qué forma esto sucede y con qué prácticas de manejo podemos contrarrestarlo. Para ello, debemos comenzar por un minucioso diagnóstico del estado de los sistemas productivos a través

de indicadores de funcionamiento que sean objetivos y confiables.

MODELOS COMO HERRAMIENTAS

En los últimos años, el desarrollo de modelos de simulación en el área del manejo de los recursos naturales ha sido muy importante. En este sentido, se han realizado importantes aportes en lo que respecta a la estimación de los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos (Nelson et al., 2009), el cambio climático y su relación con los rendimientos agrícolas (Bakker et al., 2005), la condición edáfica (Ferraro, 2009), los flujos de energía (Agostinho et al., 2010) y hasta la inclusión del componente social como agente de cambio de los recursos naturales (Bone y Dragičević, 2010). La ventaja que ofrece este tipo de aproximaciones es la posibilidad de monitorear los posibles cambios (o trayectorias) de los ecosistemas frente a alteraciones derivadas de los cambios ambientales o, en el caso de los sistemas agrícolas, de la introducción de nuevas pautas de manejo. Esta ventaja es acompañada con la lógica dificultad en las áreas de calibración y validación de estos modelos, debido tanto al compromiso inherente entre la escala de observación y la relevancia de los procesos estudiados (van der Werf y Petit, 2002) como al compromiso entre distintos aspectos a evaluar (Stoorvogel et al., 2004). Para el caso de la modelación del impacto ambiental, es necesario (además de la complejidad expuesta) agregar la incertidumbre asociada a pasar de una aproximación de medición a una aproximación de evaluación. En esta última, es necesario incluir el aspecto de ponderación de los flujos o stocks medidos, de manera que sean útiles para proporcionar una señal de alerta temprana de los cambios en el medio ambiente, y así ser utilizados para diagnosticar la causa de un problema ambiental (Chen et al., 2013).

Evaluación de riesgo: integración de escalas y desarrollo de herramientas de decisión

Por definición, el riesgo es generalmente una combinación de la probabilidad de ocurrencia de un evento peligroso y la gravedad de los daños o problemas de salud que pueden ser causados por ese evento (Kaplan y Garrick, 1981). Se desprende de esta definición que tanto la probabilidad como la severidad son dos aspectos claves al momento de formular un modelo de riesgo. Cuando estos modelos se centran en el riesgo ecológico, el resultado deseable es la obtención de la probabilidad de que un ecosistema sufra un determinado nivel de daño debido a la exposición a diversas situaciones ambientales (contaminación química, perturbaciones por fuego o inundación u otras acciones derivadas de la acción humana).

Un aspecto importante de la evaluación de riesgo ecológico está vinculada a las escalas de espacio y tiempo. En este sentido, gran parte de la posibilidad de entender el funcionamiento de un sistema (y así diagnosticar el riesgo asociado a un cambio) tiene que ver con poder entender cómo se acoplan los procesos estudiados a distintas escalas (Simon, 1992). Muchas veces los fenómenos de gran escala espacial y temporal (como pueden ser los patrones de clima) generan restricciones que operan en una escala menor (efectos *top-down*). Un ejemplo de ello puede ser la modelización de los efectos de los ciclos húmedos del clima sobre el rendimiento de los cultivos, a partir de inferir una relación causa-efecto de la escala mayor hacia la menor (Jones, 2010). Siguiendo con este ejemplo, es posible también considerar los efectos de escalas menores a mayores (efectos *bottom-up*) como pueden ser la toma de decisiones de los agricultores o la mejora genética

en los cultivos, para hacer frente a las restricciones de mayor escala.

Más allá de la necesidad de hacer un balance entre los efectos *top-down* y *bottom-up* en la consideración del riesgo ecológico, es necesario también reconocer las escalas de organización de los ecosistemas. En el análisis de riesgo moderno se requiere obtener una estimación del peligro (por ejemplo de un contaminante) sobre los individuos, las poblaciones y también las comunidades. Si bien resulta más accesible la cuantificación de los efectos individuales, los efectos sobre una población o una comunidad implican efectos indirectos como pueden ser la interacción entre poblaciones, los posibles efectos de mitigación en una red trófica u otras propiedades emergentes que derivan de la interacción entre distintas formas de vida (Odum et al., 1971).

El último aspecto a considerar en lo que respecta a la evaluación de riesgo, es su conexión con el proceso de toma de decisiones respecto a la utilización de los recursos naturales. Las decisiones ambientales son generalmente complejas y además de presentar la multiplicidad de aspectos presentados anteriormente, implican una combinación de agentes con distintas lógicas de decisión (Le et al., 2008). Esta subjetividad implica que las herramientas (modelos) diseñadas para evaluar el riesgo ambiental tienen que ser lo suficientemente claras para que el usuario sea capaz de evaluar los costos y los beneficios de una decisión. Esta claridad está basada tanto en 1) la explicitación de cada uno de los principios usados para valorizar el riesgo ambiental, 2) la comunicación de los compromisos entre componentes del sistema que puedan aparecer y 3) una estructura de visualización de los resultados acorde a la lógica del usuario que toma las decisiones.

EL PROBLEMA PARTICULAR DEL DIAGNÓSTICO DEL USO DE FITOSANITARIOS

Gran parte de los aspectos relacionados al proceso de evaluación de riesgo ambiental son aplicados también a la evaluación del impacto de los fitosanitarios (herbicidas, insecticidas, fungicidas). Por un lado, la intensificación de la agricultura ha determinado un creciente uso de fitosanitarios (ya sea para mantener o elevar los rendimientos agrícolas), lo que ha determinado un creciente interés por definir los riesgos ambientales asociados. Por otro lado, en los últimos años, la aparición creciente de malezas resistentes o tolerantes a los herbicidas ha también sesgado el sistema hacia el uso de dosis crecientes de fitosanitarios (Liu et al., 2015). Este escenario ha impulsado el desarrollo de indicadores y modelos de riesgo ambiental asociado al uso de fitosanitarios, tanto a nivel individual como a nivel de poblaciones y ecosistemas (Schmolke et al., 2010). Los principales aspectos de riesgo evaluados están asociados a los potenciales efectos sobre la salud humana, el ecosistema, la contaminación del suelo y el agua y la posibilidad de generar resistencia en organismos. En este contexto, la respuesta del sistema científico a esta problemática suele presentar dos particularidades, como la de 1) generar información sobre parte de estos aspectos, de manera fragmentada y no siempre considerando los aspectos de complejidad del sistema y 2) la falta de desarrollo de herramientas que comuniquen de manera eficiente a los actores involucrados. El planteo de una aproximación analítica, que mejore la respuesta del sistema científico al proceso de desarrollo de modelos de riesgo ambiental del uso de fitosanitarios, necesita considerar aspectos en las áreas de ecotoxicidad y características físico-quími-

cas de los ingredientes, determinación de factores que modifiquen el grado de actividad de los fitosanitarios (clima y el suelo), y desarrollo de herramientas para la toma de decisión en los sistemas productivos.

Ecotoxicidad

El primer aspecto a considerar en la evaluación de riesgo ambiental de fitosanitarios se vincula a la ecotoxicidad de los productos utilizados en los sistemas agrícolas. Para continuar con la lógica de análisis expresada más arriba, la ecotoxicidad evalúa la gravedad de los daños o problemas de salud que pueden ser causados por los fitosanitarios (severidad). La ecotoxicología es un campo de investigación donde se evalúan los efectos de los químicos contaminantes sobre el ambiente, desde el nivel molecular hasta el de ecosistema (Newman, 1998). Para lograr este objetivo, la ecotoxicología aplica un enfoque *bottom-up* (ver más arriba), que implica el uso de ensayos de toxicidad realizados en el (sub) nivel de organismo, y también, en menor medida, experimentos en ecosistemas artificiales simples, cuyo objetivo es predecir los efectos de los contaminantes en la escala de paisaje o ecosistema (Beketov y Liess, 2012). A partir de estas evaluaciones se obtienen parámetros de ecotoxicidad usados para desarrollar evaluaciones de riesgos basadas en extrapolaciones de los organismos hasta los ecosistemas y de los sistemas de pequeña escala hasta sistemas de gran escala.

Los dos grandes grupos de parámetros usados para evaluar la toxicidad son los parámetros agudos y los crónicos. Entre los parámetros de toxicidad aguda se encuentra la dosis letal (DL50), expresada en mg kg^{-1} de organismo, que refiere a la concentración de un elemento necesaria para matar al 50% de una población de referencia. También se usa frecuentemente el NOAEL (*No-observed*

ved-adverse-effect level) (Leisenring y Ryan, 1992), que denota el nivel de exposición a la que se encuentra un organismo (obtenido experimentalmente o por observación), en el que no hay una alteración biológicamente o estadísticamente significativa (por ejemplo, alteración de la morfología, capacidad funcional, crecimiento o desarrollo). En cuanto a los parámetros crónicos, la dificultad inherente de considerar los efectos a largo plazo, lleva a que se deriven de los valores de toxicidad aguda, afectados por coeficientes de corrección. Así, se dispone del valor de ADI (*Acceptable Daily Intake*) que es la cantidad de una sustancia química a la que una persona puede estar expuesta sobre una base diaria durante un período prolongado (por lo general un tiempo de vida) sin sufrir efectos perjudiciales (Lu, 1988). También aparece en esta categoría el valor de RFD (*Reference Dose*) que es una estimación (con una incertidumbre que abarca quizás un orden de magnitud) de una exposición oral diaria de la población humana (incluyendo subgrupos sensibles) que es probable que sea sin un riesgo apreciable de efectos deletéreos durante toda la vida (Barnes et al., 1988). Queda claro de esta enumeración, que la incertidumbre que implica hacer el pasaje de escalas de espacio y tiempo para derivar los efectos de los contaminantes sobre la salud de organismos vivos, lleva a aplicar toda una serie de factores de seguridad (Chapman et al., 1998) que intentan básicamente tomar medidas de protección «incluso cuando no hay evidencia científica para demostrar una relación causal entre las emisiones y los efectos», es decir el principio de precaución (Cameron y Abouchar, 1991).

Factores estáticos: propiedades físico-químicas de los fitosanitarios

El componente de probabilidad de ocurrencia de la evaluación de riesgo ambiental está dado por el destino en

el ambiente, una vez que los fitosanitarios son aplicados. Esta probabilidad de ocurrencia se evalúa en cada una de las fases del ambiente: agua, aire y suelo. Es decir que es necesario obtener información sobre la concentración de cada uno de los fitosanitarios mediante aproximaciones de monitoreo que estimen la proporción de la dosis aplicada en fase líquida, sólida y gaseosa del ambiente. Uno de los acercamientos metodológicos más utilizados para estas evaluaciones son los modelos en los cuales el concepto de fugacidad se usa como la fuerza conductora de los procesos de partición del compuesto entre los compartimentos del sistema evaluado (Mackay et al., 1992). En estos modelos (modelos multimedia) (Klasmeier et al., 2006), se asume que el destino de un compuesto (fitosanitario) está controlado por dos conjuntos de factores, 1) las propiedades inherentes de la sustancia química y 2) las propiedades del medio ambiente en el que se descarga. Las propiedades inherentes de los compuestos son universales y se refieren a su afinidad por las distintas fases del ambiente (solubilidad en agua, presión de vapor, reactividad, vida media). Para estimar estas propiedades, existen distintas bases de datos que recopilan la información fisicoquímica de los fitosanitarios (EPA, 2009, Mackay et al., 2006, Wauchope et al., 1992). Parece probable, entonces, que los patrones generales de los compuestos (asociados a sus propiedades físico-químicas) que se generen en una región, puedan aplicarse a otras regiones con diferencias predecibles causadas por variaciones conocidas de las condiciones ambientales.

Factores dinámicos: variabilidad en el suelo y el clima

Mientras las propiedades químicas son universales, las condiciones ambientales a las que operan los modelos de fugacidad varían de un sitio a otro.



Por un lado están las variables que varían en el espacio (y no en el tiempo), que son las asociadas al tipo de suelo (contenido de materia orgánica, textura, porosidad y estructura). Por otro lado, están las variables que varían en tiempo y espacio y se relacionan al estado del suelo (contenido de agua) y a las variables que condicionan la tasa a la que ocurren los procesos de degradación y cambio de fase de los fitosanitarios (temperatura del aire, temperatura del suelo, precipitación, presión de vapor, humedad relativa). Está claro, entonces que, en el proceso de modelación de riesgo (si se pretende trabajar en una escala de paisaje o región) es necesario poder monitorear el estado de estas variables, o incluso predecirlas (ejemplo, clima) si la intención es pasar a un ejercicio de predicción de riesgo en el mediano plazo (Gilliom, 2001; Chen et al., 2003).

Desarrollo de herramientas para la toma de decisión

Para que la evaluación de riesgo ambiental sea completamente efectiva, es necesario integrar, en la estructura de los modelos, información que pueda ser de utilidad en el proceso de toma de decisión por parte de los usuarios. Si bien, a los fines de las discusiones de conservación o de entendimiento de procesos ecológicos, los modelos de riesgo de fitosanitarios tienen una consideración importante, aún es incipiente su adopción por parte de otros agentes del sistema productivo (productores, técnicos, extensionistas) (Nienstedt et al., 2012). En una evaluación de necesidades por parte de estos agentes, emergieron dos aspectos claves que estarían limitando la adopción de modelos de riesgo: 1) la necesidad de que los resultados de los modelos sean capaces de orientar hacia la adopción de Buenas Prácticas Agrícolas, así como 2) la necesidad de estudios de casos que se pueden utilizar para explorar el valor

añadido de los modelos ecológicos para la evaluación de riesgos (Forbes et al., 2009, Schmolke et al., 2010).

Un aspecto clave en lo referido al diseño de las herramientas de evaluación de riesgo ambiental tiene que ver con la forma en que se comunican los resultados. Tradicionalmente, los resultados de las evaluaciones de riesgo se expresaban sin vincular su variabilidad espacial. Sin embargo, el avance de las tecnologías de desarrollo de los sistemas de información geográfica (GIS) han permitido desarrollar de manera muy fácil mapas de riesgo o de exposición para distintos públicos y con distinta resolución (Lahr y Kooistra, 2010). Asimismo, la información suministrada tiene que tener alguna conexión con los objetivos perseguidos por el usuario final. Esto es, en un sistema agrícola extensivo, donde el objetivo es maximizar la ganancia económica a través del aumento del rendimiento, los tomadores de decisión deberían poder valorizar las acciones que conducen al riesgo que se les ha comunicado con una perspectiva distinta. Por ejemplo, si un conjunto de fitosanitarios a una dosis particular generan un impacto ambiental dado, el modelo debería brindar la información de esas dosis y esos productos para que el usuario (técnico, productor) pueda observar cómo cambiarían sus costos por utilizar un grupo distinto de fitosanitarios que, eventualmente, puedan mejorar el desempeño ambiental. Así pueden establecerse posibles compromisos (*trade-off*) definidos mediante indicadores como el valor de la producción, la lixiviación de fitosanitarios y la salud humana. Luego se pueden utilizar estos compromisos, para mostrar las ventajas y desventajas entre los resultados económicos (mayor ingreso agrícola) y los resultados ambientales y de salud (aumento de la contaminación ambiental o el aumento de los riesgos de salud para poblaciones rurales). Por lo tanto, como principio general, los mo-

delos de riesgo ambiental de fitosanitarios van a ver aumentada su chance de ser adoptados en la medida que muestren soluciones de compromiso para un determinado conjunto de recursos y tecnología (Lahr y Kooistra, 2010).

UN ABORDAJE INICIAL: RIPEST Y PRORIPEST

En el marco de la necesidad de generar herramientas de evaluación del riesgo de uso de fitosanitarios, la Cátedra de Cerealicultura de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA) ha desarrollado el modelo RIPEST (Ferraro, 2015). RIPEST (Riesgo de Pesticidas) es un modelo de estimación de riesgo ecotoxicológico de fitosanitarios en sistemas agrícolas. Su enfoque está basado en la vinculación entre la toxicidad de distintos fitosanitarios (herbicidas, insecticidas o fungicidas) con su dosis empleada para estimar un valor de riesgo ambiental. Los usuarios pueden ingresar al sitio de RIPEST para registrarse y de esa manera crear su propio repositorio de información. RIPEST puede ser usado gratuitamente desde el sitio web de la FAUBA. El modelo contiene la información de más de 3000 fitosanitarios y cuenta actualmente con más de 600 usuarios registrados en Argentina, Uruguay y Brasil. El uso de RIPEST a partir del ingreso del perfil de fitosanitarios utilizado en un lote agrícola, permite:

- Estimar el riesgo ecotoxicológico para los insectos
- Estimar el riesgo ecotoxicológico para los mamíferos
- Evaluar el riesgo conjunto de ambos impactos
- Estimar los impactos a nivel de cultivo, lote agrícola, establecimiento o una campaña

El enfoque de análisis utiliza un atributo de los fitosanitarios utilizados en

un cultivo agrícola: su toxicidad. Este efecto es medido en Unidades de toxicidad (UT). El valor de UT indica la toxicidad de cada sustancia detectada analíticamente mediante el cálculo de su toxicidad para dos grupos de organismos: insectos y mamíferos. Esta estandarización es ventajosa en el caso de que deban compararse 1) una mezcla de fitosanitarios o 2) lotes de muestreo con diferentes mezclas de fitosanitarios. Para comparar la toxicidad de los fitosanitarios presentes en diferentes lotes agrícolas, las unidades de toxicidad (UT) pueden calcularse a partir de las dosis individuales utilizadas. El valor de UT para cada compuesto se basa en la LD 50 aguda (48 h) para insectos y mamíferos:

$$UT_{mi} = D_i / LD50_{i \text{ rat}}$$

$$UT_{ii} = D_i / LD50_{i \text{ bee}}$$

donde:

UT_{mi} y UT_{ii} son las unidades tóxicas para mamíferos e insectos, respectivamente. D_i es la dosis aplicada (gramos de producto formulado.ha⁻¹) del fitosanitario i, LD50_{i rat} es la dosis letal aguda oral 50 para ratas (mg.kg⁻¹) del fitosanitario i, y LD50_{i bee} es la dosis letal aguda de contacto para abejas (μg abeja⁻¹) del fitosanitario i.

Una vez estimados los valores de UT_{mi} y UT_{ii} para cada fitosanitario i usado en un lote agrícola (durante un año o campaña) los valores de toxicidad de todos los fitosanitarios aplicados en cada lote agrícola son integrados para calcular el valor total de la toxicidad:

$$T_{mam11} = \sum UT_{mi...j}$$

$$T_{ins11} = \sum UT_{ii...j}$$

donde:

$\sum UT_{mi...j}$ y $\sum UT_{ii...j}$ son las sumatorias de unidades tóxicas para mamíferos e insectos de los fitosanitarios i...j, en el lote1 durante el año (o campaña). Luego, RIPEST valoriza los valores de T_{mam11} y T_{ins11} en términos de riesgo

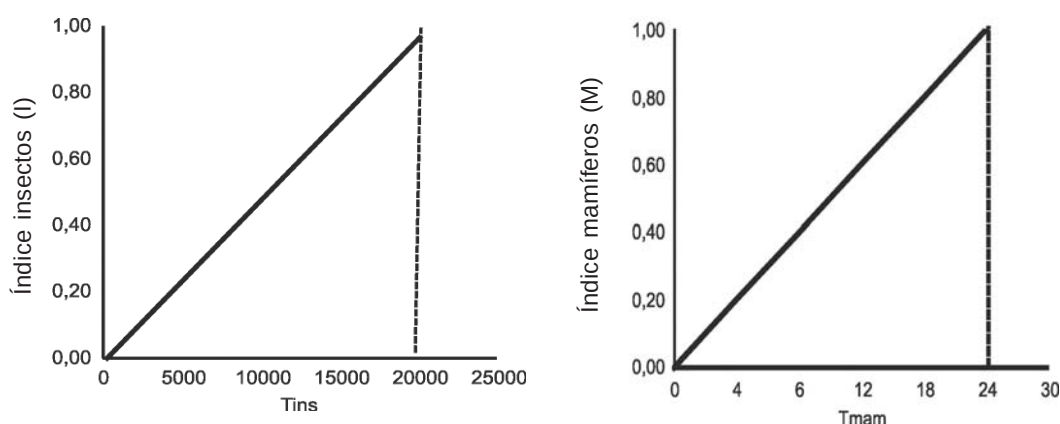


Figura 2. Funciones de valorización para los impactos sobre insectos y mamíferos usadas por RIPEST.

ecotoxicológico, mediante índices: 1) Índice Insectos (I) y 2) Índice Mamíferos (M) (figura 2).

I representa la valorización ecotoxicológica de la carga tóxica (Tins) experimentada por un lote en un año (o campaña).

I = 0 representa el menor riesgo ecotoxicológico para insectos.

I = 1 representa el mayor riesgo ecotoxicológico para insectos.

M representa la valorización de la condición de la carga tóxica (Tmam) experimentada por un lote en un año (o campaña).

M = 0 representa el menor riesgo ecotoxicológico para mamíferos.

M = 1 representa el mayor riesgo ecotoxicológico para mamíferos.

Los supuestos (Ferraro et al., 2003) de esta valorización son:

a) I = 0 y M = 0, corresponden a un escenario de un lote sin ningún fitosanitario aplicado (en un año o campaña).

b) I = 1, corresponde a un valor de Tins = UT i (max) donde:

UT i (max) corresponde a la suma de unidades tóxicas del producto (registrado y aprobado en el Registro Nacional de Terapéutica Vegetal) que, aplicado a su dosis recomendada, resulta más tóxico para insectos (BETA-CIFLUTRINA + IMIDACLOPRID – 750 cm³ ha⁻¹). UT i (max) = 20270 UT i

c) M = 1, corresponde a un valor de Tmam = UT m (max) donde:

UT m (max) corresponde a la suma de unidades tóxicas del producto (registrado y aprobado en el Registro Nacional de Terapéutica Vegetal) que, aplicado a su dosis recomendada, resulta más tóxico para mamíferos (METAMIDOFOS 0,60 - 1200 cm³ha⁻¹). UT m (max) = 24 UT m

Finalmente, M e I son integrados mediante una regla de decisión para determinar el valor final del Índice de Fitosanitarios (P) que indica el impacto total del uso de fitosanitarios en cada lote agrícola, en un año (o campaña) analizado. El índice P también toma valores desde 0 (mínimo riesgo) a 1 (máximo riesgo), la regla de decisión global; para el cálculo de P es:



- Sí Índice (I) = 1 e Índice (M) = 1 luego Índice (P) = 1 (k1)
- Sí Índice (I) = 1 e Índice (M) = 0 luego Índice (P) = 0,9 (k2)
- Sí Índice (I) = 0 e Índice (M) = 1 luego Índice (P) = 0,9 (k3)
- Sí Índice (I) = 0 e Índice (M) = 0 luego Índice (P) = 0 (k4)

El valor final de (P) puede tomar cualquier valor del intervalo (0,1) y la aplicación algebraica de los criterios planteados en la regla de decisión, se realiza mediante el uso del operador MÍNIMO en un promedio ponderado (Takagi y Sugeno, 1985):

$$\text{Índice (P)} = \frac{k1 \times \text{MÍNIMO (I, M)} + k2 \times \text{MÍNIMO (I, 1-M)} + k3 \times \text{MÍNIMO (1-I, M)} + k4 \times \text{MÍNIMO (1-I, 1-M)}}{\text{MÍNIMO (I, M)} + \text{MÍNIMO (I, 1-M)} + \text{MÍNIMO (1-I, M)} + \text{MÍNIMO (1-I, 1-M)}}$$

Los resultados de la integración de los algoritmos presentados pueden consultarse por el usuario final, ejecutando consultas específicas por distintos niveles de clasificación (por año, por establecimiento, por lote, por cultivo) (figura 3).

NUEVOS CAMINOS A EXPLORAR

La información que provee RIPEST es de gran utilidad para evaluar a priori distintos manejos de fitosanitarios en función del potencial de impacto sobre

distintos aspectos ambientales. Sin embargo, su evaluación no toma en cuenta aspectos que permitirían mejorar la evaluación, y que están asociados a la variabilidad ambiental como factor modulador de la actividad de los fitosanitarios en el ambiente. Para abordar esas mejoras una nueva versión de RIPEST (PRORIPEST) se encuentra en proceso de desarrollo. PRORIPEST será una herramienta de estimación y visualización del riesgo ambiental del uso de fitosanitarios en la agricultura.

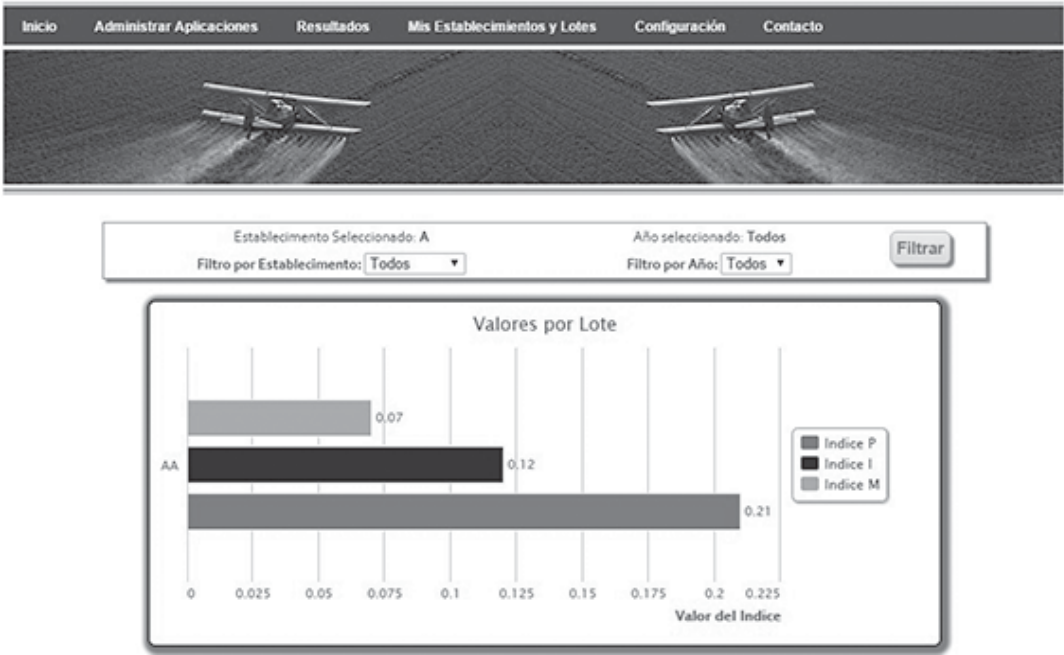


Figura 3. Captura de pantalla de RIPEST (www.malezas.agro.uba.ar/ripest).

La estimación del riesgo será a 1) escala regional y 2) escala local. En escala 1, PRORIPEST pronosticará el riesgo potencial de la presencia de fitosanitarios en aire, suelo y agua a través de la integración de a) modelos de pronósticos climáticos regionales con b) modelos de simulación de la dinámica de fitosanitarios. En escala 2, PRORIPEST integrará los resultados de riesgo regional con el impacto ecotoxicológico de los fitosanitarios ingresados por el usuario (las salidas de RIPEST), para obtener el riesgo local del uso de fitosanitarios. La visualización en PRORIPEST será vía Mapas (escala 1) y Tablas/Informes (escala 2) con actualización diaria por vinculación con predicciones climáticas.

CONCLUSIONES

En el texto presentado se intentan evidenciar los aspectos necesarios a abordar para poder avanzar sobre la construcción de indicadores de riesgo ambiental en el uso de fitosanitarios. La dificultad creciente para controlar adversidades, derivada de la falta de rotación de planteos productivos, ha llevado a una coyuntura donde se incrementan el uso de fitosanitarios. En este contexto, la evaluación de sus externalidades negativas es una tarea ineludible. Sin embargo, para que esta evaluación sea relevante deben atenderse aspectos como 1) las escalas de observación de los procesos estudiados, 2) la posibilidad de establecer a priori los posibles efectos negativos y, 3) la comunicación de los resultados de manera apropiada para los usuarios finales. Trabajando sobre estos ejes, será posible avanzar sobre el entendimiento de los efectos negativos del uso de los fitosanitarios, junto al desarrollo de recomendaciones de uso sustentables y basadas en conocimiento.

BIBLIOGRAFÍA

- AGOSTINHO F, AMBROSIO LA, ORTEGA E.** 2010. Assessment of a large watershed in Brazil using Emergy Evaluation and Geographical Information System. *Ecological Modelling*, 221: 1209-1220.
- BACKUS GBC, EIDMAN VR, DIJKHUIZEN AA.** 1997. Farm decision making under risk and uncertainty. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 45: 307-328.
- BAKKER MM, GOVERS G, EWERT F, ROUNSEVELL M, JONES R.** 2005. Variability in regional wheat yields as a function of climate, soil and economic variables: Assessing the risk of confounding. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 110: 195-209.
- BARNES DG, DOURSON M, PREUSS P, BELLIN J, DEROSA C, ENGLER R et al.** 1988. Reference dose (RfD): Description and use in health risk assessments. *Regulatory toxicology and pharmacology*, 8: 471-486.
- BEKETOV MA, LIESS M.** 2012. Ecotoxicology and macroecology—Time for integration. *Environmental Pollution*, 162: 247-254.
- BONE C, DRAGIĆEVIĆ S.** 2010. Incorporating spatio-temporal knowledge in an Intelligent Agent Model for natural resource management. *Landscape and Urban Planning*, 96: 123-133.
- CAMERON J, ABOUCHAR J.** 1991. Precautionary Principle: A fundamental principle of law and policy for the protection of the global environment, *Boston College International and Comparative Law Review*, 14(1):1-27.
- CHAPMAN PM, FAIRBROTHER A, BROWN D.** 1998. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 99-108.
- CHEN B, LI Y, HUANG G, STRUGER J, ZHANG B, WU S.** 2003. Modelling of atrazine loss in surface runoff from agricultural watershed. *Water Quality Research Journal of Canada*, 38: 585-606.
- CHEN S, CHEN B, FATH BD.** 2013. Ecological risk assessment on the system scale: A review of state-of-the-art models and future perspectives. *Ecological Modelling*, 250: 25-33.



- DALSGAARD JPT, OFICIAL RT.** 1997. A quantitative approach for assessing the productive performance and ecological contributions of smallholder farms. *Agricultural Systems*, 55: 503-533.
- EPA, US.** 2009. Exposure Assessment Tools and Models, Estimation Programs Interface (EPI) Suite. US Environmental Protection Agency, Exposure Assessment Branch Washington, DC. [En línea]. Consultado 2 setiembre 2015. Disponible en: http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite/3_11.htm
- FERRARO D, BENZI P.** 2015. A long-term sustainability assessment of an Argentinian agricultural system based on emergy synthesis. *Ecological Modelling*, 306: 121-129.
- FERRARO DO.** 2009. Fuzzy knowledge-based model for soil condition assessment in Argentinean cropping systems. *Environmental Modelling and Software*, 24: 359-370.
- FERRARO DO.** 2015. RIPEST (Riesgo de PESTicidas). [En línea]. Consultado 2 setiembre 2015. Disponible en: <http://malezas.agro.uba.ar/ripest/>.
- FERRARO DO, GHERSA CM, SZNAIDER GA.** 2003. Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 96: 1-18.
- FORBES VE, HOMMEN U, THORBEK P, HEIMBACH F, VAN DEN BRINK PJ, WOGRAM J, THULKE HH, GRIMM V.** 2009. Ecological models in support of regulatory risk assessments of pesticides: developing a strategy for the future. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5: 167-172.
- GILLIOM, RJ.** 2001. Pesticides in the hydrologic system-what do we know and what's next? *Hydrological Processes*, 15: 3197-3201.
- JONES R.** 2010. A risk management approach to climate change adaptation. En: Nottage RAC, Wratt DS, Bornman JF, Jones K. [Eds.] *Climate change adaptation in New Zealand: Future scenarios and some sectoral perspectives*. New Zealand Climate Change Centre. 10-25. [En línea]. Consultado 2 setiembre 2015. Disponible en: [https://www.nzclimatechangecentre.org/sites/nzclimatechangecentre.org/files/images/research/Climate%20change%20adaptation%20in%20New%20Zealand%20\(NZCCC\)%20\(A4%20high\).pdf](https://www.nzclimatechangecentre.org/sites/nzclimatechangecentre.org/files/images/research/Climate%20change%20adaptation%20in%20New%20Zealand%20(NZCCC)%20(A4%20high).pdf)
- KAPLAN S, GARRICK BJ.** 1981. On the quantitative definition of risk. *Risk analysis*, 1: 11-27.
- KLASMEIER J, MATTHIES M, MACLEOD M, FENNER K, SCHERINGER M, STROEBE M, LE GALL AN, MCKONE T, DE MEENT DV, WANIA F.** 2006. Application of multimedia models for screening assessment of long-range transport potential and overall persistence. *Environmental Science and Technology*, 40: 53-60.
- LAHR J, KOOISTRA L.** 2010. Environmental risk mapping of pollutants: State of the art and communication aspects. *Science of the Total Environment*, 408: 3899-3907.
- LE QB, PARK SJ, VLEK PLG, CREMERS AB.** 2008. Land-Use Dynamic Simulator (LUDAS): A multi-agent system model for simulating spatio-temporal dynamics of coupled human-landscape system. I. Structure and theoretical specification. *Ecological Informatics*, 3: 135-153.
- LEISENRING W, RYAN L.** 1992. Statistical properties of the NOAEL. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 15: 161-171.
- LIU Y, PAN X, LI J.** 2015. A 1961–2010 record of fertilizer use, pesticide application and cereal yields: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35: 83-93.
- LU FC.** 1988. Acceptable daily intake: inception, evolution, and application. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 8: 45-60.
- MACKAY D, PATERSON S, SHIU WY.** 1992. Generic models for evaluating the regional fate of chemicals. *Chemosphere*, 24: 695-717.
- MACKAY D, SHIU WY, MA KC, LEE SC.** 2006. *Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*. CRC press.
- NELSON E, MENDOZA G, REGETZ J, POLASKY S, TALLIS H, CAMERON D, CHAN KMA, DAILY GC, GOLDSTEIN J, KAREIVA PM, LONSDORF E, NAIDOO R, RICKETTS TH, SHAW MR.** 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 4-11.
- NEWMAN M.** 1998. Acute and chronic lethal effects to individuals. En: Newman MC [Ed.] *Fundamentals of Ecotoxicology*. Ann Arbor Press, Chelsea, MI.



- NIENSTEDT KM, BROCK TC, VAN WENSEM J, MONTFORTS M, HART A, AAGAARD A, ALIX A, BOESTEN J, BOPP SK, BROWN C, CAPRI E, FORBES V, KÖPP H, LIESS M, LUTTIK R, MALTBY L, SOUSA JP, STREISSEL F, HARDY AR.** 2012. Development of a framework based on an ecosystem services approach for deriving specific protection goals for environmental risk assessment of pesticides. *Science of the Total Environment*, 415: 31-38.
- ODUM EP, ODUM HT, ANDREWS J.** 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders Philadelphia.
- PRETTY J.** 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363: 447-465.
- QAIM M, TRAXLER G.** 2005. Roundup Ready soybeans in Argentina: farm level and aggregate welfare effects. *Agricultural Economics*, 32 (1): 73-86.
- SIIA.** 2013. Sistema Integrado de Información Agropecuaria [En línea]. Consultado 7 setiembre 2015. Disponible en: <http://www.siia.gov.ar/>
- SCHMOLKE A, THORBEC P, CHAPMAN P, GRIMM V.** 2010. Ecological models and pesticide risk assessment: current modeling practice. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29: 1006-1012.
- SCHMOLKE A, THORBEC P, DEANGELIS DL, GRIMM V.** 2010. Ecological models supporting environmental decision making: a strategy for the future. *Trends in Ecology and Evolution*, 25: 479-486.
- SIMON AL.** 1992. The problem of pattern and scale in ecology: The Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology*, 73: 1943-1967.
- STOORVOGEL JJ, ANTLE JM, CRISSMAN CC, BOWEN W.** 2004. The tradeoff analysis model: integrated bio-physical and economic modeling of agricultural production systems. *Agricultural Systems*, 80: 43-66.
- TAKAGI T, SUGENO M.** 1985. Fuzzy identification of systems and its applications to modeling and control. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 15: 116.
- van der WERF HMG, PETIT J.** 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 93: 131-145.
- WAUCHOPE RD, BUTTLER T, HORNSBY A, AUGUSTIJN-BECKERS P, BURT J.** 1992. The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision-making. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer. p. 1-155.

Hacia un sistema de evaluación de la sustentabilidad ambiental de predios agrícola-ganaderos en base a indicadores

S. Mazzilli¹, J. Echeverría¹,

A. Kemanian², O. Ernst³,

L. Ogues¹, G. Bugarin¹

INTRODUCCIÓN

Hasta hace algunos años los actores del sistema agrícola-ganadero enfocaban los esfuerzos en mantener o mejorar la rentabilidad de las empresas, trabajando en la reducción de costos de producción o en aumentos de la productividad. FUCREA (Federación Uruguaya de Grupos CREA), como institución de productores, ha liderado los aspectos asociados al manejo y análisis de márgenes de producción y se ha vinculado con la investigación pública local (principalmente INIA y FAGRO) o directamente ha utilizado el conocimiento generado en ese marco para mejorar la productividad de los sistemas. Recientemente, el aumento del área agrícola y el crecimiento en el área de relevamiento de información agrícola (de aproximadamente 10.000 ha en el año 2006 a más de 100.000 ha a partir del año 2011-12) han puesto a FUCREA en una condición diferente, ya que a partir del análisis de sus registros productivos de la fase agrícola se ha generado nueva información.

No obstante, en este tipo de trabajos se siguió apostando a alternativas de mejora de la productividad o manejo de los costos, sin tener en cuenta, al menos con intensidad, aspectos asociados

al impacto que generan los sistemas de producción en el ambiente y sus posibles vías de mejora. Esto se dio en un marco en el cual el resultado económico de los sistemas productivos mejoró considerablemente por un aumento de su eficiencia, pero fundamentalmente por una mejora de los precios de los productos. Durante este período se han producido cambios en los sistemas productivos, entre los que se destaca, para los sistemas agrícola-ganaderos, una expansión del rubro agrícola, acompañada por un proceso de intensificación agrícola. Estos cambios, a los que se suma el ingreso de nuevos actores al sector, son los que determinaron que, a nivel país, la agricultura se haya intensificado y expandido en los últimos años, como nunca lo había hecho en su historia.

Si bien esta intensificación agrícola-ganadera es responsable, en parte, de la mejora en los resultados de los predios, los cambios tecnológicos no han sido acompañados en todos los casos, por medidas tendientes a mantener la sustentabilidad ambiental de los sistemas, lo cual podría estar comprometiendo en el mediano y largo plazo la sostenibilidad económica y social de las empresas. Recientemente, a nivel estatal se empezaron a ejecutar acciones ten-

¹Federación Uruguaya de Grupos CREA (FUCREA).

²Consultor del proyecto «Conservación del capital natural en la nueva agricultura» (FUCREA-FOMIN).

³Universidad de la República – Facultad de Agronomía (EEMAC).

dientes a cumplir la ley de suelos que está aprobada desde el año 1981 (ley 15.239) con sus dos reglamentaciones (n° 333/2004 y n° 4005/2008). La información local generada demuestra las ventajas que tienen los sistemas agrícola-ganaderos integrados, cuando se evalúa su impacto sobre propiedades físico-químicas del suelo, uso de agroquímicos, estabilidad económica y productiva, y emisión de gases causantes del efecto invernadero. A su vez, la presión social para que los sistemas de producción sean «ambientalmente amigables» ha aumentado de forma importante, pero sustentada en escasa, incompleta y sesgada información, lo que ha imposibilitado el diálogo entre el sector agrícola y otros actores sociales.

En este marco y dado que FUCREA ha venido analizando este tema en su estructura, se empezaron a buscar fuentes de financiación para poder llevar adelante un proyecto que contemplara los aspectos ambientales de los sistemas agrícola-ganaderos. En este sentido, en 2013, FUCREA firmó un convenio con el Fondo Multilateral de Inversiones del Banco Interamericano de Desarrollo (FOMIN-BID), con el objetivo general de que las pequeñas y medianas empresas agrícolas uruguayas, mantengan su viabilidad económica, preservando su capital natural y con el objetivo específico de que incorporen planes de manejo sustentables en sus establecimientos, más allá de los exigidos legalmente.

ANTECEDENTES

El término sustentabilidad ambiental fue utilizado por primera vez en 1987, en un informe titulado «Nuestro futuro común», también conocido como informe Brundtland. En este documento la sustentabilidad es definida como la capacidad de una actividad de llevarse a cabo, manteniendo opciones para las

futuras generaciones y teniendo en cuenta los sistemas ambientales que apoyan dicha actividad (McBride et al., 2011). En la actualidad, el significado de este término ha evolucionado, hablándose también de sustentabilidad agrícola. El concepto de sustentabilidad, en particular el de sustentabilidad agrícola, es amplio y tiene diferentes corrientes de interpretación, pero la mayoría coincide en que está compuesto por tres aspectos principales, que engloban todos los componentes del sistema: el ecológico, el económico y el social (FAO, 2014).

Si bien no hay demasiadas contradicciones en el concepto, a nivel local no hay herramientas validadas y confiables para evaluar la sustentabilidad en los sistemas de producción. Por lo tanto, es necesaria la disponibilidad de indicadores que permitan evaluar la condición ambiental y monitorear las tendencias a lo largo del tiempo. Los indicadores ambientales son definidos como medidas ambientales que proveen información acerca del efecto potencial o actual de las actividades humanas sobre el recurso ambiental de interés (Heink y Kowarik, 2010).

A nivel global, este tipo de problemas ha sido resuelto con el desarrollo de múltiples plataformas o sistemas de cálculo de indicadores (McBride et al., 2011). A nivel regional, Ghersa et al. (2000), en la Pampa Interior, Argentina, trabajaron con el objetivo de estimar indicadores ecológicos de la sustentabilidad a partir de parámetros de la actividad productiva, con el fin de evaluar sistemas de producción agrícola-ganaderos y hacer inferencias sobre su sustentabilidad. En la misma región argentina, Viglizzo et al. (2001) llevaron a cabo estudios para demostrar qué sucede con el flujo de energía, la dinámica de nutrientes y el proceso hidrológico en condiciones de baja utilización de insumos externos y cómo afectan a la sustentabilidad del agroecosistema.

Otro tipo de sistema, que no se basa en indicadores estimados, sino en medidas realizadas a nivel de campo, es por ejemplo, el propuesto por AAPRESID (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa), denominado «Agricultura Certificada (AC)». La Agricultura Certificada es un sistema de gestión de calidad de los procesos productivos en un sistema de siembra directa. Ha sido diseñado para mejorar la gestión empresarial y optimizar la eficiencia en el uso de los recursos. En sí misma, la AC consta de dos elementos constitutivos básicos: un manual de Buenas Prácticas Agrícolas (BPA) y un protocolo de uso, medición y registro de indicadores de gestión ambiental, con énfasis en el recurso suelo. Este sistema, si bien generará mucha información en el transcurso del tiempo, no utiliza información de registros y depende enteramente de muestreos a campo, con lo que limita su aplicación a nivel general y su utilización en el diseño de sistemas.

Un ejemplo más parecido a lo que se quiere lograr en el presente proyecto es la herramienta desarrollada por INTA Argentina, denominada Agroecoindex® (Viglizzo et al., 2006), que funciona bajo un conjunto de hojas de cálculo Excel. Los indicadores seleccionados corresponden a uso de la energía fósil (cantidad y eficiencia), balance de nitrógeno (N) y fósforo (P), riesgo de contaminación por N y P, riesgo de contaminación por pesticidas, riesgo de erosión, intervención en hábitat nativo, cambio en el stock de carbono (C) y balance de gases de efecto invernadero. Las salidas de estos indicadores son comparadas con información global solo para algunos indicadores, mientras que para el resto, se comparan con la media regional y, por lo tanto, son útiles solo para esa zona. A su vez, si para un indicador particular, la zona bajo comparación tiene en promedio un mal desempeño, cualquier pequeña mejora en un predio

en particular, se verá como muy favorable, cuando en realidad la situación sigue siendo no aceptable.

En resumen, si bien solo se listaron algunos trabajos como ejemplos de la totalidad de los documentados en la bibliografía internacional, todos los sistemas deben ser adaptados a las condiciones locales. En el presente proyecto se pretende utilizar y analizar indicadores anteriormente utilizados por otros trabajos, pero incorporados y adaptados a los sistemas de producción locales. Los indicadores seleccionados deben ser sólidos, simples de calcular y fáciles de interpretar y usar por los tomadores de decisión y su selección debe estar dirigida por aspectos ambientales que sean causa de preocupación en los sistemas agrícolas locales. A su vez, se definirá un valor de referencia para cada uno de los indicadores, lo que permitirá hacer comparaciones en todas las situaciones. Este punto es fundamental, ya que si bien es probable que los valores de referencia y los indicadores sean imperfectos, se pretende que el sistema generado funcione como una plataforma de investigación local. En este sentido, otros grupos de investigación pública y/o privada podrían generar información que permita ajustar tanto los valores de referencia como los indicadores en sí, en la medida que exista una gran base de datos de predios con información espacial y temporal.

INDICADORES SELECCIONADOS Y EJEMPLOS DE APLICACIÓN

En esta sección se presentan brevemente los indicadores a utilizar y ejemplos de aplicación. Estos indicadores fueron seleccionados en el marco de una consultoría realizada por el Ing. Agr. (PhD) Armen Kemanian. En futuras presentaciones se mostrará la información obtenida en los sistemas reales de pro-



ducción, en especial en 30 predios piloto que forman parte del proyecto. Si bien esa información se encuentra procesada en gran medida, aún no ha sido analizada en profundidad.

Productividad

Con este indicador se pretende reflejar la cantidad de biomasa «equivalente» producida por el sistema. Cada unidad de biomasa tiene un costo de biosíntesis asociado mayormente a la composición del tejido. Tejidos con más lípidos son más costosos metabólicamente que aquellos con azúcares simples o almidón. Este indicador representa casi exclusivamente la captura de recursos del sistema, pero no valora directamente el impacto en la calidad del suelo, porque no separa el destino de la fotosíntesis primaria: valora de la misma manera a la unidad de glucosa que produce aceite y se remueve del sistema, que a la unidad de glucosa que se deposita al suelo como residuo.

Para calcular el indicador, a cada kg de biomasa hay que asignarle una composición y un coeficiente de conversión (CE, también mencionado en la literatura como valor de producción). Por ejemplo, 1 kg de azúcares primarios (glucosa) genera aproximadamente 0,7 kg de grano de trigo y 0,45 kg de grano de oleaginosa con 45% de aceite. Estos coeficientes se pueden calcular siguiendo

los procedimientos estándar (McDermitt y Loomis 1981, Vertregt y Penning de Vries, 1987) y se resumen en el cuadro 1. También es necesario calcular la contribución de la biomasa subterránea; se asignó una masa equivalente a 1/3 de la masa de residuos aéreos (solo para cultivos anuales) y valores estándar de índice de cosecha para Uruguay basados en literatura y juicio experto (Kemanian et al., 2007).

Si se aplican estos parámetros a los rendimientos medios de FUCREA (cuadro 2) se observa que el principal determinante de la productividad, medida en términos de glucosa equivalente, es la presencia de doble cultivo (figura 1). A su vez, el cultivo de soja, al presentar una mayor concentración energética que los cereales (cuadro 1), no llega a compensar la diferencia de rendimiento. Para este indicador originalmente se había propuesto una referencia de 7 Mg.ha⁻¹, pero está siendo reevaluado, ya que todos los sistemas alcanzan sin problemas este valor de referencia. Por último, un detalle que no fue considerado en esta estimación es la presencia de coberturas invernales, las que deberían acumular al momento de inicio de barbecho alrededor de 9.000 kg de materia seca (MS).ha⁻¹ para igualar la producción energética media de trigo y cebada, lo cual es poco probable que ocurra. En cambio, para igualar la ener-

Cuadro 1. Índice de cosecha, eficiencia de uso del agua y costo de biosíntesis para los distintos cultivos presentes en las rotaciones actuales.

Cultivo	Índice de cosecha (kg grano.kg biomasa ⁻¹)	Eficiencia de uso de agua (g biomasa.kg agua ⁻¹)	Costo de biosíntesis	
			Grano (kg biomasa.kg glucosa ⁻¹)	Residuo (kg biomasa.kg glucosa ⁻¹)
Trigo	0,42	7,0	0,71	0,74
Cebada	0,44	7,0	0,71	0,74
Colza	0,32	4,5	0,45	0,74
Maíz	0,55	6,5	0,71	0,74
Sorgo	0,55	6,5	0,71	0,74
Girasol	0,40	5,0	0,45	0,74
Soja	0,40	4,5	0,50	0,70



Cuadro 2. Rendimientos medios de FUCREA para el período 2007-2014 (base 0% humedad). Solo chacras con información completa de manejo.

Cultivo	Rendimiento (0% humedad) kg.ha ⁻¹
Trigo	2807
Cebada	2509
Colza	1200
Maíz 1	4107
Maíz 2	2937
Sorgo 1	3786
Sorgo 2	3128
Soja 1	2111
Soja 2	1782

Nota: 1 y 2: Cultivo de primera y segunda, respectivamente.

gía fijada por el cultivo de colza debería acumular 6.000 kg MS.ha⁻¹, lo cual es más probable que ocurra.

Masa de residuos e ingreso de carbono al sistema

Se presentan dos indicadores que surgen del mismo cálculo, pero deben

ser analizados en forma diferencial. Ambos se estiman en el indicador anterior a partir de los parámetros presentados en el cuadro 1. La **masa de residuos** es un indicador de la biomasa que ingresa al sistema y, por lo tanto, de la cobertura potencial del suelo. Este indicador sirve como una estimación indirecta de la capacidad del sistema de cultivos de proteger al suelo del efecto de la erosión.

Por su parte, las **entradas de C** se obtienen multiplicando la masa de residuos que permanece en el suelo por su concentración de C que es, aproximadamente, 0,45 g C.kg biomasa⁻¹, con escasa variación entre años y cultivos.

Los valores de referencia usados al momento son 7 Mg residuos.ha⁻¹ y 4 Mg C.ha⁻¹. Este último valor es tentativo, dado que la textura y la cantidad de C en el suelo afectan el balance. Sin embargo, debido a que los suelos con textura más limosa o arcillosa tienen más C que los suelos arenosos, pero la descomposición de materia orgánica en suelos arenosos puede ser más rápida debido a la menor protección física, el

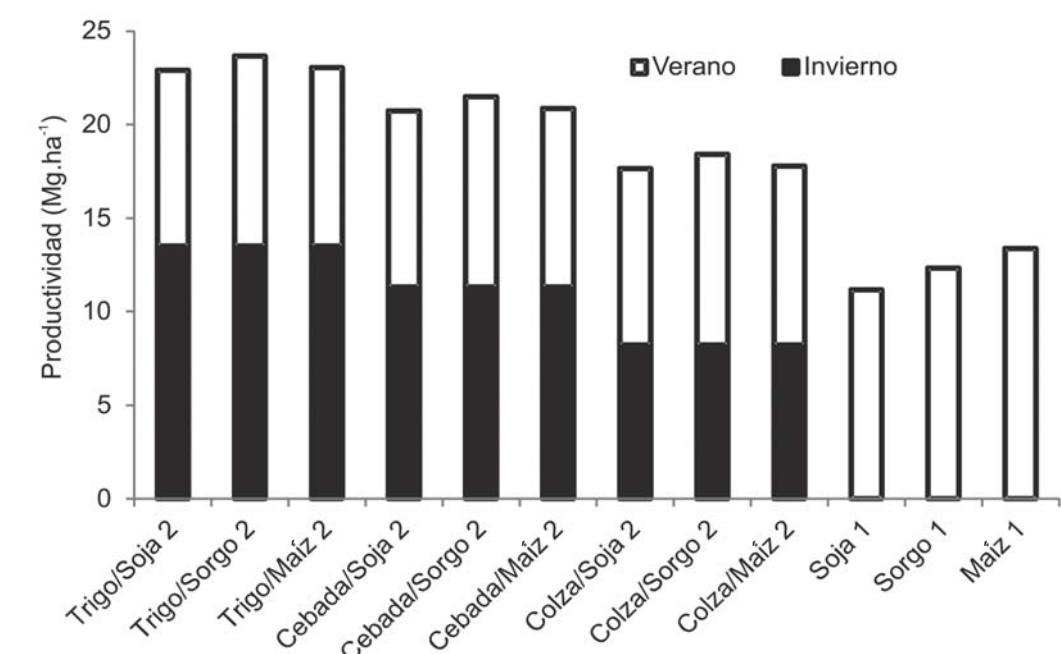


Figura 1. Productividad para cada una de las posibles secuencias anuales.

valor crítico para cada sitio tiende a depender más de la combinación de temperatura y humedad que de la textura. Si bien es posible el uso de otros métodos, todos requieren mediciones de C orgánico a campo. Además, recientemente Mazzilli et al. (2014) mostraron que, en las condiciones de Uruguay, el ciclado de la materia orgánica del suelo pasa a ser cultivo-dependiente, lo que dificulta el desarrollo de un indicador sencillo y fijo. Esta es un área del conocimiento que está progresando rápidamente, pero mientras este avance no indique una forma clara de valorar todos los aspectos implicados en el ciclo de C, es más sencillo y seguro usar este indicador simple.

Para el mismo grupo de posibles secuencias por año, que el usado para estimar el indicador de productividad, se estimó el ingreso potencial de residuos (figura 2). Como es de esperar, los dobles cultivos con trigo o cebada superan en la mayor parte de los casos la masa de residuos de referencia (7 Mg.ha⁻¹), pero lo mismo no ocurre con el doble cultivo cuando el cultivo inver-

nal es colza, ni en los cultivos de verano de primera, sin considerar el posible aporte del cultivo de cobertura invernal. Para los cultivos de verano, si se quisiera alcanzar la referencia para el indicador, deberían producirse alrededor de 3.000 kg MS.ha⁻¹ de cobertura, lo cual parece razonable de alcanzar.

Si se hiciera la comparación entre una rotación con doble cultivo y cultivos de primera (sin cobertura), se necesitarían al menos dos años de doble cultivo por cada año de cultivo de primera para lograr los niveles de ingreso de residuos cercanos a la referencia. Por otra parte, las gramíneas de verano no se diferencian de los cultivos de soja, lo cual está explicado por la media de rendimientos relativamente favorable para soja en relación con la media de rendimientos para gramíneas de verano (cuadro 2). Sin embargo, si bien el aporte total de residuos no se diferencia entre estos cultivos, la característica de «rastreo anclado» de las gramíneas C4 determina que el aporte de C efectivo pueda ser mayor que el de soja.

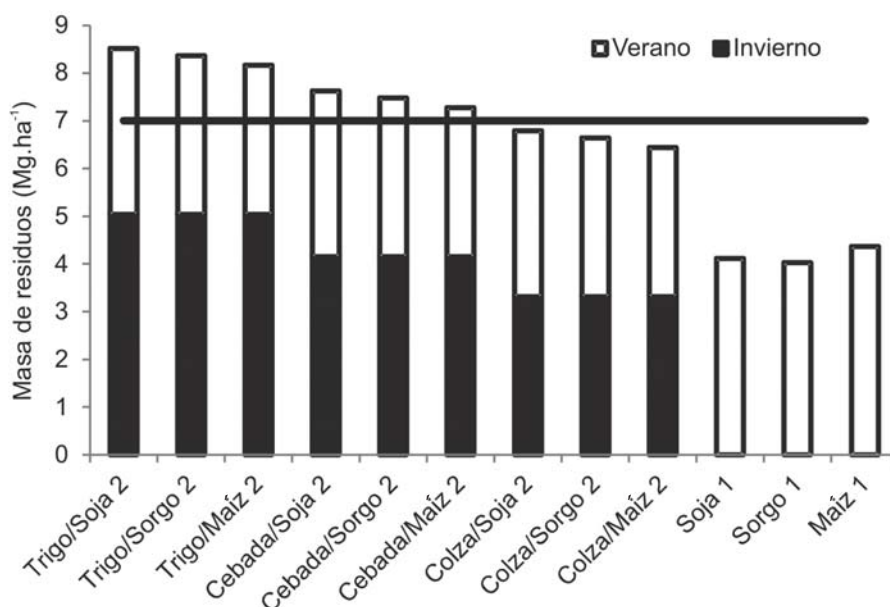


Figura 2. Masa de residuos para cada una de las posibles secuencias anuales. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

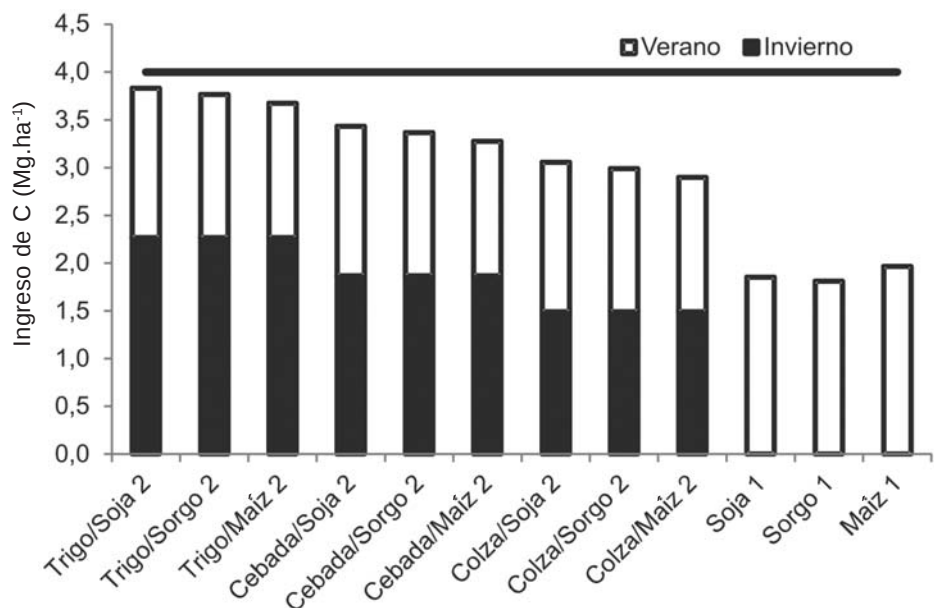


Figura 3. Ingreso de carbono para cada una de las posibles secuencias anuales. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

Para el indicador **ingreso de C** al sistema, el valor de referencia es más exigente (4 Mg C.ha^{-1}) y determina que ninguna secuencia anual, con los rendimientos medios, logre alcanzarlo (figura 3). Por lo tanto, bajo las condiciones actuales de producción, es probable que la mayor parte de los sistemas estén teniendo pérdidas de C o, al menos, es poco probable que bajo los sistemas agrícolas locales se esté ganando C, algo que ha sido bien documentado a nivel local (Ernst y Siri Prieto, 2009; Salvo et al., 2010).

Uso del agua

Este indicador está basado en el uso esperado de agua, en relación con las precipitaciones. Cuando el uso de agua realizado es menor al esperado, se estaría ante un indicador de que hay mayores posibilidades de pérdida de nutrientes por lavado, pérdidas gaseosas de N, de erosión y, posiblemente, de desregulación del ciclo hidrológico, o, específicamente, de que las crecidas de

arroyos y ríos, luego de tormentas, pueden acentuarse debido al aumento de la escorrentía. Este indicador podría necesitar ajustes en el futuro, ya que es una primera incursión en el tema. Para desarrollar la fórmula de cálculo se utilizó el modelo «Cycles» (Kemanian y Stöckle, 2010). El modelo se usó con un sistema de doble cultivo sin limitaciones de N, y la frontera superior de la relación entre eficiencia de uso de agua (EUA) y las precipitaciones (pp) fue ajustada a una relación lineal que se toma como referencia. Por lo tanto, se usa como referencia esta frontera y se estima el desvío en relación con el valor esperado, siendo este, en realidad, la frontera de la relación y raramente alcanzado. Esto significa que los sistemas que más se aproximen a dicha frontera estarán usando más eficientemente el agua que precipita más el agua de riego, cuando esta exista. Los resultados para las posibles secuencias anuales indican que, con los rendimientos medios actuales, se están usando 100 mm menos de los que potencialmente

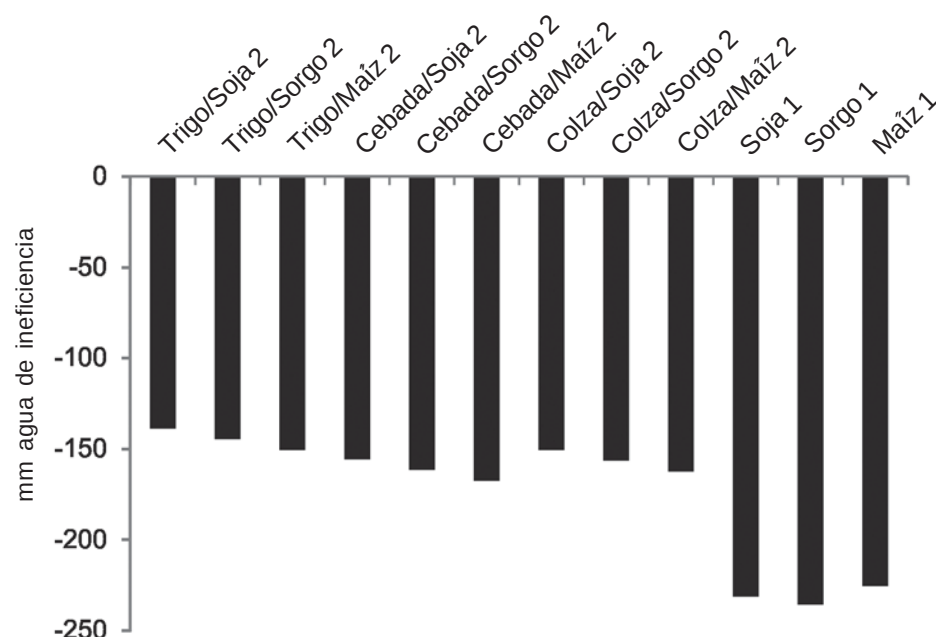


Figura 4. Agua utilizada por debajo de la frontera de producción asumiendo una lluvia anual de 1.200 mm.

pueden usarse, lo cual significa una ineficiencia del sistema actual (figura 4). Si bien este indicador puede ser ajustado, es una buena alternativa para empezar a discutir este aspecto de la sustentabilidad y la eficiencia de uso de los recursos.

Balance aparente de nutrientes

Fósforo, potasio y azufre

Estos indicadores no son novedosos, sino que son ampliamente utilizados y consideran la relación entre las entradas y salidas de nutrientes, y no tienen en cuenta otros procesos de pérdida, como lixiviación o escorrentía. Para los casos de fósforo (P), potasio (K) y azufre (S) se calculan las salidas de nutrientes en grano, utilizando las concentraciones de nutrientes en grano de las tablas publicadas por IPNI (<http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024>). Se considera como valor de referencia la neutralidad, en la medida que valores negativos indicarían pérdidas y los va-

lores positivos ganancias de nutrientes del sistema. Es importante analizar estos indicadores en el contexto del sistema bajo estudio y considerando la fertilidad del suelo, ya que el exceso de agregado puede generar aumentos de estos nutrientes en el sistema y, por lo tanto, mayor riesgo de pérdidas al ambiente. No obstante, si el ambiente se encuentra empobrecido del nutriente, el riesgo de pérdida es menor. Por lo tanto, cuando se utilice este indicador en un predio en particular, es importante tener en cuenta, además del valor en sí, los valores de nutrientes en el suelo.

Para el mismo período que el analizado en indicadores anteriores, el balance medio de P (medido como P_2O_5), considerando los rendimientos medios (cuadro 1) y el agregado medio de este nutriente, indica balances cercanos a la neutralidad o levemente positivos para todas las secuencias (figura 5). Cuando hay doble cultivo, es claro el mayor agregado en los cultivos invernales, lo que genera un superávit durante esta etapa y un balance negativo durante el

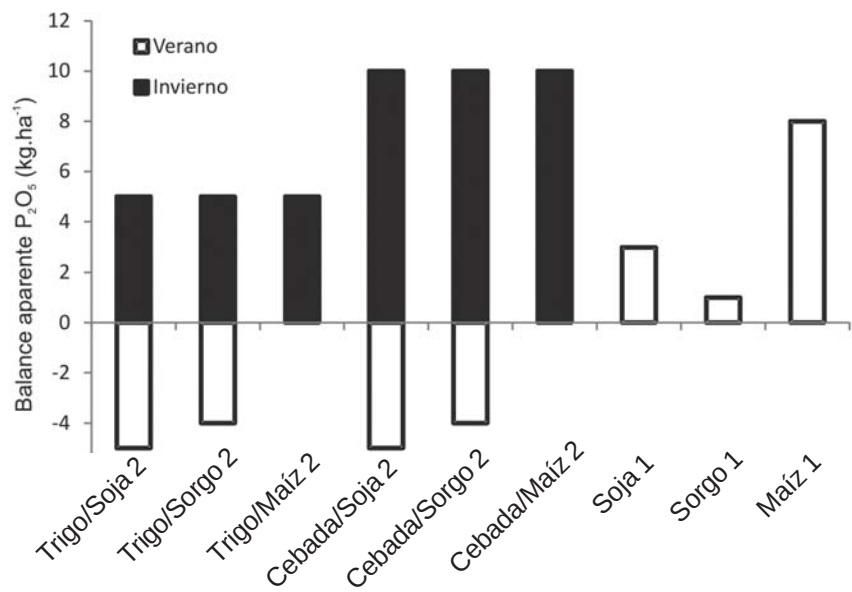


Figura 5. Balance aparente de P según secuencias anuales posibles. No se agregaron las rotaciones con colza porque la disponibilidad de datos es limitada.

verano. Esto muestra claramente la estrategia de fertilización predominante en la base de datos. El cultivo que se destaca por su balance positivo es el de maíz, tanto de primera como de segunda, lo que indica que normalmente se fertiliza con una expectativa de rendimientos mayores que los que se obtienen.

Para el caso de K, la situación es totalmente opuesta a la de P (figura 6), con balances negativos en todas las secuencias y especialmente en las que tienen soja, ya que se combina el escaso agregado con la alta extracción, a diferencia de las gramíneas de verano. Si bien estas no tienen agregados im-

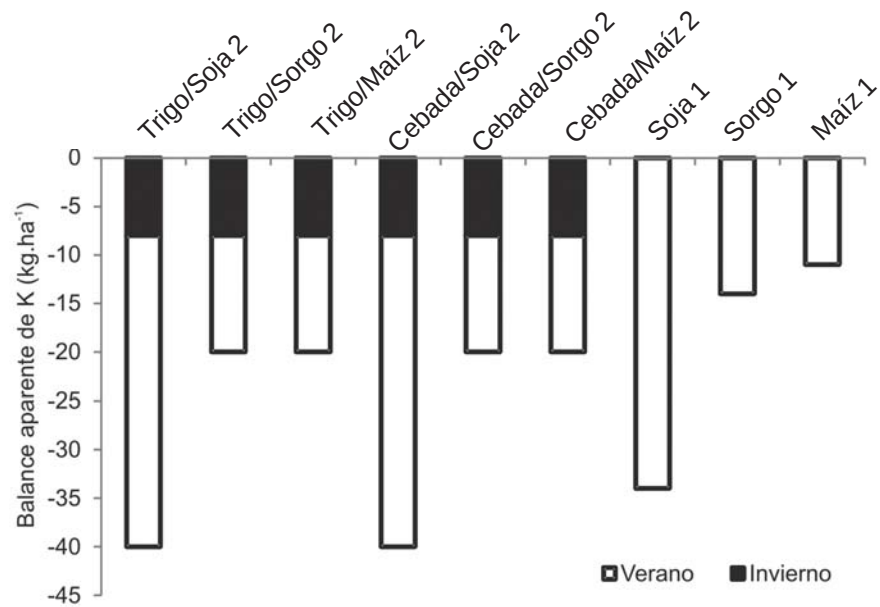


Figura 6. Balance aparente de K según secuencias anuales posibles. No se agregaron las rotaciones con colza porque la disponibilidad de datos es limitada.

portantes, el nivel de rendimientos y la menor concentración del nutriente en grano hacen que el balance sea menos negativo.

Por último, para el caso del S (datos no presentados) aparecen balances negativos medios del orden de los 8 kg S.ha⁻¹, lo que indica que hay una pérdida de este nutriente en casi todas las secuencias. De todas maneras, es un balance fácilmente corregible con el uso de fuentes con S en las fertilizaciones basales con P o en las fertilizaciones con N en las gramíneas.

Nitrógeno

Para este nutriente la mecánica de cálculo es igual a la de los anteriores nutrientes evaluados, pero difiere en el caso de los cultivos como la soja, que fijan N. Para el caso particular de las leguminosas se asume que por cada 1.000 kg.ha⁻¹ de biomasa producida se fijan 25 kg N.ha⁻¹. Esto surge de un nivel de suficiencia nutricional basada en la curva de dilución de N de una planta C3. Para una producción de biomasa área de 10 Mg.ha⁻¹, la concentración máxima

de N es de aproximadamente 26 g N.kg⁻¹ biomasa, con lo cual asumir 25 g.kg⁻¹ sería razonable.

Los resultados obtenidos con esta forma de cálculo difieren de los presentados a partir de la forma que solo contempla las entradas de N como fertilizantes, ya que para muchas situaciones de soja se obtienen balances positivos de N, lo cual contradice algunos trabajos anteriores realizados por FUCREA, pero está en línea con las últimas publicaciones internacionales sobre el tema (Álvarez et al., 2014).

Los resultados medios indican que el cultivo de sorgo, tanto de primera como de segunda, presenta valores muy negativos, lo cual está explicado por sus rendimientos, que si bien no son buenos para el potencial del cultivo, sí lo son si se considera el agregado medio de fertilizante nitrogenado (42 y 33 kg N.ha⁻¹ para sorgo de primera y sorgo de segunda, respectivamente). Esto no ocurre para maíz, ya que si bien tampoco presenta altos rendimientos, el agregado medio de N es mayor (63 y 54 kg N.ha⁻¹ para maíz de primera y maíz de

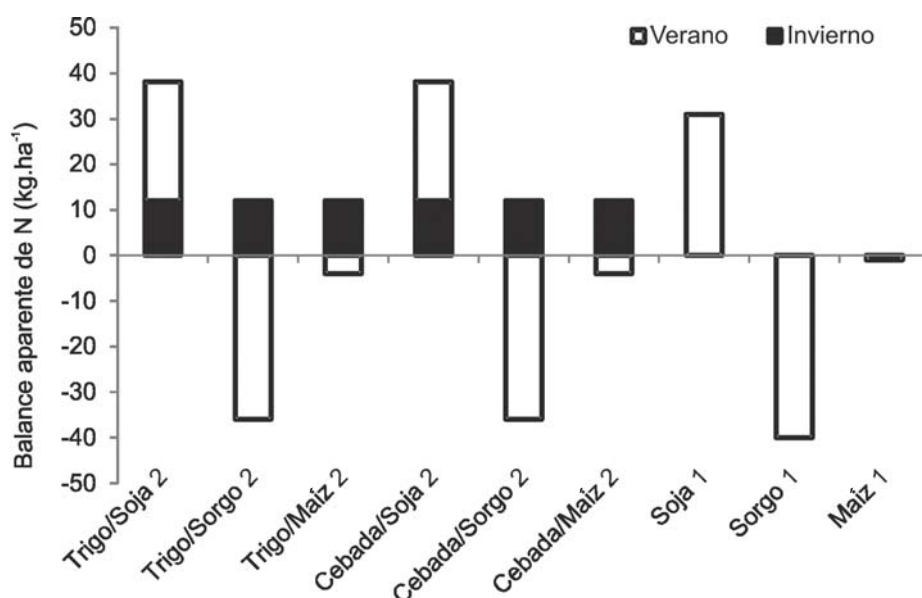


Figura 7. Balance aparente de N según secuencias anuales posibles. No se agregaron las rotaciones con colza porque la disponibilidad de datos es limitada.



segunda, respectivamente). Para los cultivos de invierno, tanto el trigo como la cebada presentan balances levemente positivos (12 kg N.ha^{-1}). Finalmente, el caso de la soja es el más difícil de analizar, dados los resultados anteriores, pero bajo la nueva forma de cálculo, se estarían dando balances positivos teniendo en cuenta los rendimientos medios.

Un detalle no menor para este indicador es que el valor de referencia es calculado como la relación entre las entradas de N y su salida en productos cosechados. El valor asumido para N como valor de referencia es 1,3; lo que refleja 30% de N erosionado, lixiviado o perdido por volatilización y desnitrificación (y otras pérdidas menores de NO y N_2O). En promedio, un cultivo manejado ajustadamente pierde 30% del N en esas formas, según los resultados obtenidos con el modelo Cycles (Kemanian and Stöckle, 2010). Cuando se observa este valor en los distintos cultivos, prácticamente ninguno alcanza los niveles de referencia, porque si bien en términos absolutos hay balances positivos, cuan-

do se consideran las pérdidas, la mayoría de los cultivos son negativos para el nutriente (figura 8).

Índice de uso de agroquímicos

Si bien en los últimos años ha aparecido una serie de indicadores de toxicología que pueden ser calculados, en esta primera instancia se optó por el uso de un indicador simple que se obtiene de la suma de las dosis letales de los herbicidas, fungicidas e insecticidas aplicados a los cultivos. Esta aproximación es actualmente utilizada en un sistema propuesto por la Universidad de Buenos Aires (<http://malezas.agro.uba.ar/ripest/>) (Ferraro et al., 2003). A cada producto utilizado se le asigna una dosis oral letal que mata el 50% de las ratas (mamíferos) o una dosis letal de contacto que mata el 50% de las abejas (insectos) en experimentos de exposición (LD50). Se expresa en mg de ingrediente activo por kg de peso vivo para mamíferos y en μg de ingrediente activo por abeja en el caso de insectos. El índice es la suma anual de la aplicación

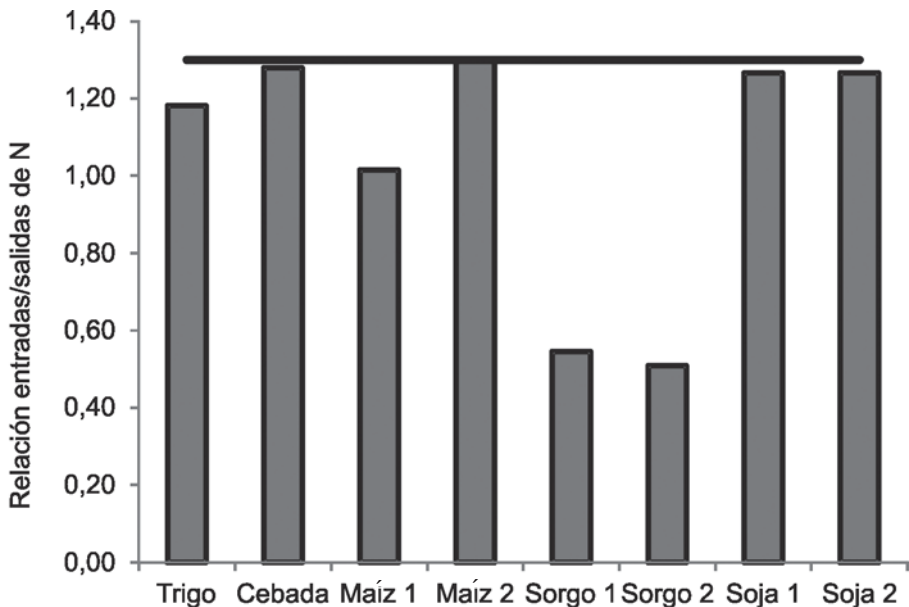


Figura 8. Relación entre las entradas y salidas de N según cultivo. La línea horizontal indica el nivel de referencia.

de agroquímicos en unidades de toxicidad para mamíferos (UTm) e insectos (UTins) (Ferraro, en esta publicación). La ventaja de este indicador es la simplicidad del cálculo. La desventaja es que no mide efectos acumulados o la retención diferencial de distintos suelos. Por su parte, si bien se han propuesto valores de referencia, dada la importancia del tema, por el momento no se han definido los valores a utilizar en el sistema en desarrollo por FUCREA, ya que están siendo discutidos por el equipo técnico del proyecto.

No obstante, se pueden evaluar rápidamente algunas de las alternativas que normalmente se usan para controlar las plagas y considerar el efecto o impacto que generan a través de la suma de sus DL50 y por tanto de UT. En la figura 9 se presentan, como ejemplos, distintos insecticidas usados en el cultivo de soja a las dosis que pueden ser utilizados y la suma de UTmam. Estos resultados corresponden a una sola aplicación de cada producto y en una única dosis. Los resultados ejemplifican

bien para este limitado grupo de productos el impacto diferencial que se genera en cada aplicación.

Si bien el endosulfán tiene prohibida su importación desde el año 2011, fue considerado ya que era el principal principio activo utilizado en el control de chinches en soja y su impacto medido en UTmam era muy importante. Por otra parte, el clorpirifós, actualmente muy utilizado en el control de varias plagas, dada su alta dosis, genera un impacto muy importante por cada aplicación, algo que seguramente no es conocido por la mayoría de los tomadores de decisión en los sistemas de cultivos. En contraparte, el uso de productos para el control de lepidópteros, como el triflumurón, tiene impacto muy bajo en cada aplicación si se compara con el resto de los productos. Además los valores de UTmam para cipermetrina y la mezcla tiametoxán + lambdacialotrina parecen bajos en relación a clorpirifós y endosulfán, pero son mucho mayores que el efecto de triflumurón, por lo cual es importante tenerlo en cuenta cuando se

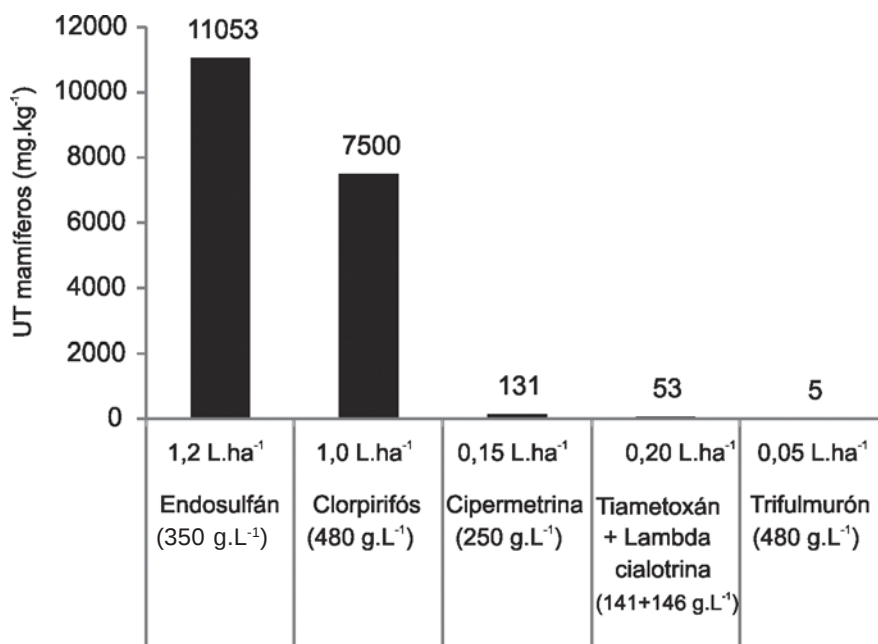


Figura 9. Unidades toxicológicas para mamíferos para insecticidas y dosis frecuentemente utilizadas en el cultivo de soja.

hace la comparación. Por ejemplo, agregar en una aplicación $0,15 \text{ L.ha}^{-1}$ de cipermetrina equivale a aplicar 26 veces la dosis comercial de triflururón. En resumen, esto es solo un ejemplo aplicado para insecticidas, pero cada chacra de producción y predio, en su conjunto, puede obtener sus UTmam y UTins, conocer el impacto sobre el sistema y comparar las distintas alternativas de manejo.

Otros indicadores

Si bien se presentaron los principales indicadores a utilizar, el sistema en desarrollo cuenta con otro set de indicadores que necesitan para su cálculo mediciones de campo, que permitirán evaluar el sistema desde otro punto de vista. Entre estos indicadores se encuentran: el contenido de C orgánico en relación a su saturación (máxima cantidad posible de fijar de acuerdo a la textura), y el valor de la densidad aparente en relación al ideal para la textura del suelo.

Por otra parte, este sistema de indicadores se suma al indicador de pérdida de suelo por erosión, el cual actualmente es calculado para todos los sitios bajo agricultura en la medida que presentan planes de uso de suelos, por lo que el desarrollo de este sistema permitiría agregar elementos de decisión ambiental a los ya existentes y exigidos por ley.

ACTIVIDADES EN MARCHA Y FUTURAS

Los datos aquí presentados son solo el comienzo de un proceso que pretende terminar con un sistema disponible on-line de estimación de indicadores con sus respectivos valores de referencia. Actualmente hay 30 predios piloto que están siendo evaluados con estos indicadores. No obstante, más importante que el valor del indicador es su tra-

yectoria (por eso los predios piloto tienen información de al menos 3 años, lo que permitirá evaluar los cambios a lo largo del tiempo) y que los productores o tomadores de decisión puedan ir modificando su comportamiento en función de esa trayectoria.

A su vez, se evaluará el compromiso «trade-off» entre trayectoria ambiental y resultado económico, para conocer a partir de datos reales, cómo es este comportamiento y tomar decisiones en función de los resultados. Por último, se tratará de evaluar la tipología de productores y su relación con el comportamiento ambiental de forma de identificar distintos perfiles de productores o tomadores de decisión para generar propuestas de comunicación adaptadas a cada tipo, para mejorar los resultados ambientales sin perder de vista el resultado económico.

El objetivo final del proyecto es desarrollar una plataforma de trabajo en la que productores y técnicos puedan monitorear la trayectoria ambiental de sus sistemas de producción, pero también para que la investigación nacional pueda usarla como base para el desarrollo de proyectos, ya que se contará con una amplia base de datos, indicadores y valores de referencia pasibles de ser mejorados.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los productores y grupos CREA que participaron en el relevamiento, a sus asesores, a la Sectorial Agrícola-Ganadera de la Federación Uruguaya de Grupos CREA (FUCREA) y a la trama interinstitucional que hace posible la obtención y el análisis de esta información: al proyecto «Conservación del capital natural en la nueva agricultura», financiado por el Fondo Multilateral de Inversiones del Banco Interamericano de Desarrollo (FOMIN-BID) y ejecutado por FUCREA, y al Fondo de Pro-



moción de la Tecnología Agropecuaria (FPTA) n° 327 «Sustentabilidad ambiental y económica en predios agrícola-ganaderos: un sistema de indicadores objetivos aplicable en el campo», financiado por el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) y ejecutado por FUCREA.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ R, STEINBACH HS, DE PAEPE JL.** 2014. A regional audit of nitrogen fluxes in pampean agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 184: 1-8.
- ERNST O, SIRI PRIETO G.** 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil and Tillage Research*, 105: 260-268.
- FAO.** 2014. Agenda de desarrollo post-2015. [En línea]. Consultado 16 setiembre 2015. Disponible en: <http://www.fao.org/post-2015-mdg/14-themes/sustainable-agriculture/es/>
- FERRARO DO, GHERSA CM, SZNAIDER GA.** 2003. Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 96:1-18.
- GHERSA CM, OMACINI M, FERRARO D, MARTÍNEZ GHERSA MA, PERELMAN S, SATORRE EH, SORIANO A.** 2000. Estimación de indicadores de sustentabilidad de los sistemas mixtos de producción en la Pampa Interior. *Revista Argentina de Producción Animal*, 20 (1): 49-66.
- HEINK U, KOWARIK I.** 2010. What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodiversity and Conservation*, 19: 3769-3797.
- KEMANIAN AR, STÖCKLE CO.** 2010. C-Farm: A simple model to evaluate the carbon balance of soil profiles. *European Journal of Agronomy*, 32: 22-29.
- KEMANIAN AR, STÖCKLE CO, HUGGINS DR, VIEGA LM.** 2007. A simple method to estimate harvest index in grain crops. *Field Crops Research*, 103: 208-216.
- MAZZILLI SR, KEMANIAN AR, ERNST OR, JACKSON RB, PIÑEIRO G.** 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biology and Biochemistry*, 75: 273-281.
- MCBRIDE AC, DALE VH, BASKARAN LM, DOWNING ME, EATON LM, EFROYMSON RA, GARTEN Jr. CT, KLINE KL, JAGER HI, MULHOLLAND PJ, PARISH PS, SCHWEIZERPE, STOREY JM.** 2011. Indicators to support environmental sustainability of bioenergy systems. *Ecological Indicators*, 11: 1277-1289.
- McDERMITT DK, LOOMIS RS.** 1981. Elemental composition of biomass and its relation to energy content, growth efficiency, and growth yield. *Annals of Botany*, 48: 275-290.
- SALVO L, HERNÁNDEZ J, ERNST O.** 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil and Tillage Research*, 109: 116-122.
- VERTREGT N, PENNING DE VRIES FW.** 1987. A rapid method for determining the efficiency of biosynthesis of plant biomass. *Journal of Theoretical Biology*, 128: 109-119.
- VIGLIZZO EF, FRANK F, BERNARDOS J, BUSCHIAZZO DE, CABO S.** 2006. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117: 109-134.
- VIGLIZZO EF, LÉRTORA F, PORDOMINGO AJ, BERNARDOS JN, ROBERTO ZE, DEL VALLE H.** 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 65-81.

EFICIENCIA EN EL USO DE LOS FACTORES DE PRODUCCIÓN

Fernando Andrade
Esteban Hoffman
Oswaldo Ernst
Jorge Sawchik



Incrementando la productividad de los recursos. Productividad del agua

F. H. Andrade¹,

O. P. Caviglia²

INTRODUCCIÓN

Desde el advenimiento de la agricultura, la producción agrícola aumentó siguiendo el incremento en la demanda de alimentos por parte de la población. Durante la Edad Antigua y la Edad Media la producción y el impacto ambiental de las actividades humanas fueron muy bajos. La Revolución Agrícola y la Revolución Verde constituyen claros ejemplos de innovación tecnológica al servicio de la producción de alimentos que postergaron las predicciones maltusianas. No obstante, el incremento en la producción agrícola se asoció con impactos ambientales tales como degradación física, pérdida de fertilidad y salinización de los suelos, pérdida de biodiversidad, emisiones de gases de efecto invernadero, contaminación química del agua, suelo y aire, agotamiento de las fuentes de agua, etc. (Andrade, 2011).

Las demandas de productos agrícolas continúan creciendo, debido, principalmente, al aumento de la población y a la mejora en la calidad de la dieta de muchos habitantes. Considerando estos factores conjuntamente, se proyectan incrementos en demandas mundiales de productos agrícolas de alrededor del 60% para el año 2050. Estos aumentos se pueden dar por adiciones en la superficie cultivada, por mayores rendimientos por unidad de superficie o por

una mayor cantidad de cultivos por año (Andrade, 2011).

Los incrementos de la producción no pueden basarse principalmente en aumentar la superficie cultivada, como ocurrió en el siglo XIX y primera mitad del siglo XX, ya que esta expansión resulta en pérdida de biodiversidad, emisiones de gases de efecto invernadero y exposición de tierras frágiles a procesos de degradación. En consecuencia, los esfuerzos para incrementar la producción deben enfocarse principalmente en los rendimientos por unidad de área. Pero estos no deben centrarse en tecnologías de insumos como sucedió durante la segunda mitad del siglo XX, ya que producen contaminación y agotamiento de recursos. Por el contrario, deben centrarse en tecnologías de procesos y de conocimientos que permitan detener o revertir el deterioro de los suelos y la contaminación química y hacer un uso más racional y eficiente de los recursos e insumos.

En la literatura internacional, muchos expertos hoy coinciden en que la producción de alimentos debe ser incrementada aumentando los rendimientos por unidad de superficie o de tiempo en las actuales áreas agrícolas, minimizando o revirtiendo el impacto ambiental, y utilizando más eficientemente los recursos e insumos (Ikerd, 1990; Cassman, 1999; Foley et al., 2011; Garnett et al., 2013; Smith, 2013; Rosegrant et al.,

¹INTA Balcarce - UNMP - CONICET.

²INTA Paraná- UNER- CONICET.

2014). Esto significa saltos de curva en la relación entre el rendimiento del cultivo y la disponibilidad de recursos-insumos, o sea, incrementar la eficiencia en el uso de dichos recursos-insumos. Esto requiere aumentar la captura de los recursos-insumos disponibles y/o la eficiencia de uso de los recursos-insumos capturados. El agua es el recurso que más frecuentemente afecta a la producción agrícola, por lo que es considerado el más crítico en la mayoría de los sistemas productivos del planeta.

A continuación se define la productividad del agua, recurso clave para la humanidad, y se describen sus componentes. Luego se analizan prácticas y factores que afectan dichos componentes, detallando los efectos del doble cultivo y de prácticas de manejo.

LA PRODUCTIVIDAD DEL AGUA

Definimos a la productividad del agua (PA) como el rendimiento en grano por unidad de agua disponible en base anual. La PA resulta del producto entre la eficiencia de captura del agua disponible (EC) y la eficiencia de uso del agua evapotranspirada (EUA_g). El primer término es la relación entre el agua evapotranspirada y el agua disponible, medida como precipitaciones. El segundo término corresponde al rendimiento en grano por unidad de agua evapotranspirada. Por lo tanto, PA es el rendimiento en grano por unidad de agua disponible.

Entonces:

$$PA = EC \times EUA_g \quad [1]$$

Donde:

PA es productividad del agua en base anual; EC es la eficiencia de captura del agua disponible en el año; EUA_g es la eficiencia de uso de agua para rendimiento en grano.

LA EUA_g puede ser desglosada como el producto entre la eficiencia de uso de

agua para producir biomasa aérea (EUA_b) y el índice de cosecha (IC), quedando:

$$PA = EC \times EUA_b \times IC \quad [2]$$

A su vez

$$EC = \frac{ET}{PP_{anual}} \quad [3]$$

$$EUA_b = \frac{B}{ET} \quad [4]$$

$$IC = \frac{Y}{B} \quad [5]$$

Donde:

ET es la evapotranspiración del cultivo, PP_{anual} es la oferta de agua en base anual (precipitaciones en cultivos de secano y precipitaciones más riegos en cultivos bajo riego), B la biomasa aérea total producida por el cultivo, e Y el rendimiento en grano.

A continuación se presentan algunos factores o prácticas que afectan la PA a un determinado nivel de agua disponible.

El primer componente de la ecuación de PA (ecuaciones 1 y 2), denominado eficiencia de captura, es la relación entre ET y PP_{anual} y puede ser incrementado reduciendo pérdidas de agua por escurrimiento superficial y percolación (Ferreles y González Dugo, 2009). La ET puede ser incrementada aumentando el agua disponible en el suelo, a través de prácticas de manejo como el barbecho, las labranzas conservacionistas y otras técnicas de captura de agua, así como el largo del ciclo del cultivar, los cultivos dobles, etc.

La EUA_b es el segundo componente de la PA (ecuación 2) y representa la B producida por unidad de agua evapotranspirada. Este componente se puede incrementar aumentando la relación entre agua transpirada y evaporada (Ferreles y González Dugo,

2009). Prácticas como la siembra directa, altas densidades de plantas, espaciamientos reducidos entre hileras, cultivares de alto vigor inicial, la fertilización temprana en situaciones de alta deficiencia de nutrientes, etc., pueden reducir las pérdidas por evaporación, incrementando así la EUA_B . No obstante, la utilidad de estas prácticas depende del tipo, frecuencia y distribución de las precipitaciones.

La EUA_B depende, además, del metabolismo fotosintético y de la calidad de la biomasa producida (Andrade, 1995). Las plantas C4 muestran valores mayores de B y de eficiencia debido a que no presentan pérdidas de C por fotorespiración. Por otro lado, cultivos con alto porcentaje de aceite en grano (ej. girasol) presentan menor acumulación de B y EUA_B durante el llenado que aquellos que producen granos con alto porcentaje de almidón (ej. maíz, trigo y sorgo) debido al diferente contenido energético de la biomasa producida.

La demanda atmosférica del ambiente también afecta la EUA_B . Altos déficits de presión de vapor reducen dicha eficiencia (Abbate et al., 2004) por incrementar la tasa transpiratoria a igual tasa fotosintética. Además, la eliminación de otros factores limitantes como deficiencias nutricionales o adversidades bióticas resulta en aumentos de la EUA_B .

Finalmente, el mejoramiento genético no afectó la eficiencia de uso de agua medida como C fijado por unidad de agua consumida. Los cultivares modernos de maíz presentan, durante el periodo vegetativo, EUA_B similar a la de los cultivares más antiguos (Nagore et al., 2014).

Por último, el IC, tercer componente de la PA (ecuación 2), depende principalmente del estado fisiológico del cultivo en los momentos críticos para la determinación del número de estructuras reproductivas (Andrade y Sadras,

2002). El manejo de los cultivos, en cuanto a fecha de siembra, ciclo del cultivar, densidad de plantas, espaciamiento entre hileras, fertilización, riego, etc., debe centrarse en optimizar el estado del cultivo en dichos momentos, condición positiva y estrechamente asociada con Y y, por lo tanto, con el IC (ecuación 5). Déficits hídricos durante los periodos críticos de los cultivos producen marcadas reducciones en el número de granos fijados y, por lo tanto, en el rendimiento y la PA.

Este componente de la productividad del agua (IC) está marcadamente afectado por el mejoramiento genético. La mayor productividad del agua de los cultivares modernos de maíz se explican por un mayor índice de cosecha, asociado con una mayor fijación de granos por unidad de superficie (Nagore, 2015). En la medida que el mejoramiento genético incrementa la capacidad de los destinos reproductivos, la fuente fotosintética durante el llenado de granos se puede tornar limitante para el rendimiento, limitando el IC y la PA.

DOBLE CULTIVO Y PRODUCTIVIDAD DEL AGUA

El incremento de la cantidad de cultivos por año aumenta los rendimientos por unidad de tiempo y la eficiencia en el aprovechamiento de los recursos del ambiente, principalmente agua (Caviglia y Andrade, 2010).

La productividad del agua en base anual (rendimiento en grano por unidad de agua disponible) fue mayor en cultivos dobles (trigo/soja) que en sus respectivos cultivos simples. La PA aumentó de $0,8 - 1,6 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ en cultivos simples a $1,8 - 2,2 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ en cultivos dobles. La PA se asoció positivamente con la eficiencia de captura y no se asoció con la eficiencia de uso del agua evapotranspirada (Caviglia et al., 2004). El doble cultivo trigo/soja, al mejorar la



captura de agua reduce las pérdidas que originan erosión y transporte de productos contaminantes.

En un estudio en el que se evaluaron secuencias de cultivos con diferente índice de intensificación en cuanto a cultivos por año (Caviglia et al., 2013) se encontró que a mayor índice de intensificación, mayor fue la EC y la PA, y que a mayor proporción de maíz (planta C4) en la secuencia, mayor fue la eficiencia de uso del agua evapotranspirada (cuadro 1). Nuevamente, el aumento en PA se asoció con reducciones en pérdidas de agua, principalmente por escurrimiento superficial.

MANEJO DEL CULTIVO Y PRODUCTIVIDAD DEL AGUA

La Ecofisiología de Cultivos provee las bases conceptuales para diseñar estrategias de manejo intensivas en conocimiento que contribuyan a una mayor PA (Andrade et al., 2005, Andrade et al., 2010). Pone énfasis en los procesos y mecanismos determinantes del crecimiento, rendimiento y calidad del

producto primario, en interacción con el ambiente. Incluye el estudio del desarrollo y crecimiento de los principales cultivos, cociente fotothermal como integrador de tasa y duración del crecimiento, la plasticidad vegetativa y reproductiva de las plantas, la partición de los productos de la fotosíntesis entre los distintos destinos metabólicos, la identificación y caracterización de los momentos más críticos para la determinación del rendimiento en cada cultivo, la relación entre la fuente de asimilados y la demanda de destinos reproductivos durante el periodo de llenado de granos, la estabilidad del índice de cosecha, entre muchos otros conceptos. También aborda el estudio de las relaciones hídricas en el sistema suelo-planta-atmósfera y la dinámica de los nutrientes en las plantas, así como los efectos de las deficiencias nutricionales e hídricas en el crecimiento y rendimiento de los cultivos.

Un manejo racional de los cultivos basado en dichos conocimientos resulta en mayor producción y mayor productividad del agua disponible por lograr una mejor adecuación de los cultivos a

Cuadro 1. Productividad del agua y sus componentes para distintas secuencias de cultivos que varían en el índice de intensificación. Datos simulados utilizando una secuencia climática de 30 años para Balcarce, Argentina. Caviglia et al. (2013).

Variable	Secuencia					
	T/S	T-S	T/S-M	T-S-M	T/S-M-S	T-S-M-S
	Índice de intensificación					
	2	1	1,5	1	1,33	1
ET (mm.año ⁻¹)	607 a	423 b	554 a	453 b	522 a	456 b
EC (mm.mm ⁻¹)	0,67a	0,46b	0,60a	0,50b	0,57a	0,50b
EUAg (g m ⁻² .mm ⁻¹)	0,87a	0,92a	1,11a	1,13a	0,96a	0,97a
PA (g m ⁻² .mm ⁻¹)	0,58a	0,42b	0,67a	0,56b	0,55a	0,49b

Referencias: ET: evapotranspiración; EUAg: eficiencia de uso del agua evapotranspirada para grano; PA: productividad de agua en grano; EC: eficiencia de captura de agua. T: trigo, S: soja, M: maíz, T/S: doble cultivo trigo/soja. Índice de intensificación es el número de cultivos por año (cociente entre el número de cultivos en la secuencia y los años que dura dicha secuencia). Medias seguidas por la misma letra, en cada par de secuencias, no son significativamente diferentes.

las condiciones ambientales y por la eliminación de restricciones impuestas por otros factores limitantes (Andrade y Sadras, 2002; Cerrudo et al., 2013), según muestran los siguientes ejemplos.

El manejo del cultivo de maíz se debe ajustar en función del ambiente, pudiendo resultar en prácticas opuestas según la restricción hídrica. En zonas con alta probabilidad de ocurrencia de sequía en los meses de diciembre y enero se recomienda a) atrasar la fecha de siembra (dentro de los límites que impone el periodo libre de heladas) para evitar deficiencias hídricas en el periodo crítico de floración y b) reducir la densidad de plantas para incrementar los recursos por individuo y aliviar así el relegamiento que en esta especie sufren las estructuras reproductivas (espigas) en ambientes restrictivos. Por el contrario, en zonas con alta disponibilidad de agua (suelos profundos bien barbechados, presencia de napa, o bajo riego), la recomendación es a) sembrar temprano para aprovechar mejor el potencial del ambiente y que el periodo crítico de floración ocurra con mayores radiaciones incidentes y b) aumentar la densidad de plantas para evitar posibles limitaciones por capacidad de destinos reproductivos durante el llenado de granos (Andrade et al., 2010, Cerrudo et al., 2013). Estas recomendaciones opuestas para las dos situaciones ambientales planteadas surgen del entendimiento del funcionamiento del cultivo en interacción con el ambiente. Estas prácticas resultan en mayores rendimientos y en incrementos proporcionales en la PA de mantenerse constante la disponibilidad de agua.

Los principios ecofisiológicos también son de utilidad para adecuar las rotaciones y el manejo del cultivo al ambiente definido por la topografía en establecimientos del SE de la provincia de Buenos Aires (P. Calviño com. personal). En las lomas, por poseer suelos someros

y, por lo tanto, alta probabilidad de ocurrencia de deficiencias hídricas en verano, se eliminó el cultivo de maíz por su alta susceptibilidad a sequía en floración y se cultiva soja de primera aprovechando su estabilidad de rendimiento, derivada de su prolongado periodo de floración. Este ambiente, por su mayor periodo libre de heladas, permite el doble cultivo trigo-soja y además, anticipar la floración del trigo, lo que resulta en un mayor cociente fototermal en el periodo crítico de prefloración, menor probabilidad de déficit hídrico en llenado de granos, y una anticipación de la siembra del cultivo de soja de segunda.

Por otro lado, en los bajos, caracterizados por mayor riesgo de heladas y mayor disponibilidad de agua (incluso presencia de napa), se cultivan maíces y sojas de ciclo más corto, adecuando el manejo para maximizar el rendimiento. Las sojas precoces, sembradas con altas densidades de plantas y reducidos espaciamientos entre hileras para asegurar alcanzar el 95% de intercepción de la radiación incidente, expresan un alto potencial de rendimiento por la ocurrencia de sus periodos críticos reproductivos en momentos con mayores temperaturas y radiaciones incidentes. Si se decide cultivar trigo en estos bajos, éste debe florecer más tarde por el riesgo de heladas en floración, lo que dificulta aún más la realización del cultivo de soja de segunda.

Estos ajustes en función de la topografía producen incrementos en los rendimientos por unidad de área, que se traducen en aumentos proporcionales en la PA, ya que la oferta anual de agua se mantiene constante.

En establecimientos CREA del sur de la Provincia de Buenos Aires, la PA del cultivo de maíz aumentó a lo largo de las últimas décadas (figura 1) (Calviño et al., 2003). Este salto en la PA se dio en parte por tecnologías de insumos

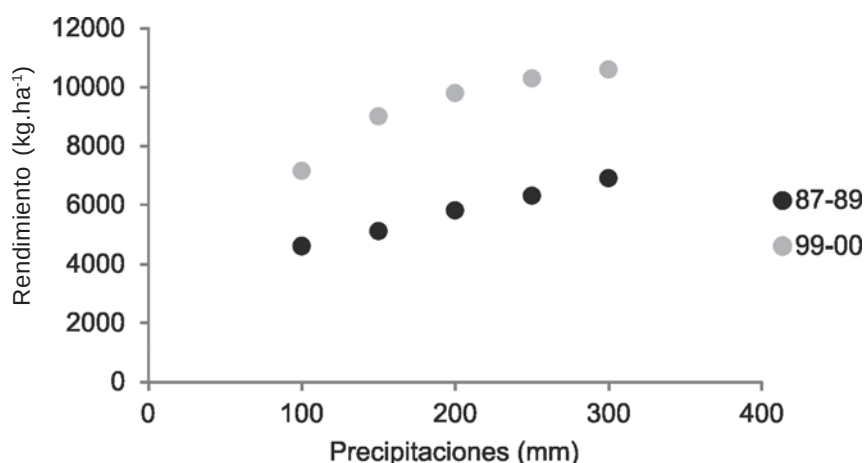


Figura 1. Relación entre rendimiento de maíz y disponibilidad de precipitaciones en un periodo de 50 días alrededor de la floración para establecimientos CREA del sur de la Provincia de Buenos Aires en las campañas 1987-1989 y 1999-2000. Los datos fueron obtenidos a partir de las ecuaciones presentadas en Calviño et al., 2003.

como fertilización con P y N y herbicidas para el control de malezas, pero además, a través de tecnologías de procesos y de conocimientos entre las que se destacan la siembra directa que mejora el balance hídrico por reducir evaporación del suelo y mejorar la infiltración, mejor manejo del cultivo por adecuación de la densidad y la fecha de siembra, mejores híbridos con mayor potencial y estabilidad de rendimiento, ajuste de la fertilización, etc.

Por último, en experimentos de largo plazo conducidos en Balcarce y Paraná se comparó el manejo actual de los productores con sistemas intensificados de manejo de suelos, cultivos y fertilizante tendientes a lograr los rendimientos alcanzables estimados en base a modelos de simulación (Aramburu et al., 2015). La evaluación de los sistemas se basó en la productividad de los recursos y en indicadores de impacto ambiental. La rotación utilizada fue trigo/soja-maíz.

Los paquetes productivos basados en un manejo racional intensivo en co-

nocimiento, que incluye cultivares de alto potencial y estabilidad del rendimiento, ajuste de la densidad de plantas y del espaciamiento entre hileras, stand uniforme, fertilización en función de los requerimientos, fraccionamiento de la fertilización, etc., resultaron en un incremento en la captura de nutrientes, y en la eficiencia de producción por unidad de nutriente absorbido y de agua consumida, y/o de energía invertida en el proceso productivo, y, por lo tanto, en una producción más homeostática proporcionalmente menos dependiente de insumos externos.

El rendimiento en grano y la PA de la secuencia trigo/soja-maíz se incrementaron significativamente en el tratamiento intensificado en comparación con el testigo en ambas localidades (cuadro 2). La mayor PA en los tratamientos intensificados estuvo sólo asociada con mejoras en la eficiencia de uso del agua evapotranspirada, ya que no se registraron cambios en la EC por efecto de los tratamientos de manejo.



Cuadro 2. Productividad del agua para granos (PA), eficiencia el uso del agua para granos (EUA_g) y para materia seca (EUA_B)M, y eficiencia de captura del agua (EC) para los sistemas intensificado (I) y testigo (T). Datos promedio de dos fases de rotación trigo/soja-maíz en Paraná (32 °S 60 °W) y Balcarce (38 °S 58 °W) durante las campañas agrícolas 2009/10 y 2010/11 (Caviglia et al., 2012).

Variable		Paraná		Balcarce	
		I	T	I	T
PA	g.m ⁻² .mm ⁻¹	0,67 a	0,51 b	0,99 a	0,83 b
EUA _g	g.m ⁻² .mm ⁻¹	1,23 a	0,94 b	1,39 a	1,18 b
EUA _B	g.m ⁻² .mm ⁻¹	2,74 a	2,53 b	2,94 a	2,65 b
EC	mm.mm ⁻¹	0,59 a	0,59 a	0,71 a	0,70 a

Para cada variable, medias seguidas por la misma letra no son significativamente diferentes.

CONCLUSIONES

Tecnologías de procesos y de conocimientos son necesarias para aumentar los rendimientos por unidad de superficie o de tiempo en las actuales áreas agrícolas, utilizando más eficientemente los recursos e insumos disponibles. Las estrategias de intensificación presentadas resultan en incrementos de la producción de granos por unidad de superficie y en una mayor productividad del agua.

BIBLIOGRAFÍA

ABBATE PE, DARDANELLI JL, CANTARERO MG, MATURANO M, MELCHIORI RJ, SUERO EE. 2004. Climatic and water availability effects on water-use efficiency in Wheat. *Crop Science*, 44: 474-483.

ANDRADE F. 2012. Contribuciones de la Ecofisiología de Cultivos a la producción agrícola. *Anales de la Academia Nacional Agronomía y Veterinaria*, 66: 345-377.

ANDRADE F. 2011. La tecnología y la producción agrícola. El pasado y los actuales desafíos. Ediciones INTA. 60pp.

ANDRADE FH. 1995. Analysis of growth and yield of maize, sunflower and soybean grown at Balcarce, Argentina. *Field Crops Research*, 41: 1-12.

ANDRADE F, SADRAS V. 2002. Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja.

Segunda Edición. V. Editores. En: INTA FCA, UNMP. 450 págs.

ANDRADE FH, ABBATE P, OTEGUI ME, CIRILO A, CERRUDO A. 2010. Ecophysiological basis for crop management. *The Americas Journal of Plant Science & Biotechnology*, 4: 23-34. ISSN 1752-3877.

ANDRADE F, SADRAS V, VEGA C, ECHARTE L. 2005. Physiological determinants of crop growth and yield. Applications to crop management and modeling. 2005. *Journal of Crop Improvement*, 14:51-101. The Haworth Press. Inc. New York. Paper review.

ARAMBURU MERLOS F, MONZÓN J, ANDRADE F, GRASSINI P. 2015. Rendimientos potenciales y brechas de rendimiento. *Visión Rural*, 107:24-28.

CALVIÑO P, ANDRADE F, SADRAS V. 2003. Maize yield as affected by rainfall, soil depth and crop management. *Agronomy Journal*, 95:275-281.

CASSMAN K. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences of the United States of America*, 96(11): 5952-5959.

CAVIGLIA O, ANDRADE F. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean pampas: Capture and use efficiency of environmental resources. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology*, 3: 1-8.



- CAVIGLIA O, SADRAS V, ANDRADE F.** 2013. Modelling long-term effects of cropping intensification reveals increased water and radiation productivity in the south-eastern Pampas. *Field Crops Research*, 149: 300-311.
- CAVIGLIA O, RIZZALLI R, VAN OPSTAL N, BARBIERI P, MELCHIORI R, CERRUDO A, GREGORUTTI V, MONZÓN J, BARBAGELATA P, MARTINEZ J, GARCÍA F, ANDRADE F.** 2012. Productividad y eficiencia en el uso de agua y nitrógeno en sistemas intensificados. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 7:6-10.
- CAVIGLIA O, SADRAS V, ANDRADE F.** 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas. I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat-soybean. *Field Crops Research*, 87: 117-129.
- CERRUDO A, MONZON J, DIMATTEO J, ARAMBURU F, RIZZALLI R, ANDRADE F.** 2013. Manejo del cultivo de maíz en ambientes con restricciones hídricas. *Revista Técnica AAPRESID. Maíz. Siembra Directa*. ISSN 18501559, 19: 15-20.
- FERERES E, GONZÁLEZ-DUGO V.** 2009 Improving productivity to face water scarcity in irrigated agriculture. Chapter 6 En: *Crop physiology. Applications for genetic improvement and agronomy*. Sadras V, Calderini D. [Eds.] Academic Press. Amsterdam.
- FOLEY J, RAMANKUTTY N, BRAUMAN K, CASSIDY E, GERBER J, JOHNSTON M, MUELLER N, O'CONNELL C, RAY D, WEST P, BALZER C, BENNETT E, CARPENTER S, HILL J, MONFREDA C, POLASKY S, ROCKSTROM J, SHEEHAN J, SIEBERT S, TILMAN D, ZAKS D.** 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478: 337-342.
- GARNETT T, APPLEBY M, BALMFORD A, BATEMAN I, BENTON T, BLOOMER P, BURLINGAME B, DAWKINS M, DOLAN L, FRASER D, HERRERO M, HOFFMANN I, SMITH P, THORNTON P, TOULMIN C, VERMEULEN S, GODFRAY H.** 2013. Sustainable intensification in agriculture: Premises and policies. *Science*, 341: 33-34.
- IKERD JE.** 1990. Agriculture's search for sustainability and profitability. *Journal of Soil and Water Conservation*, 45: 18-23.
- NAGORE L.** 2015. Mecanismos ecofisiológicos involucrados en la eficiencia de uso de agua en híbridos de maíz. Tesis Doctor en Ciencias Agrarias. UNMP.
- NAGORE M, ECHARTE L, ANDRADE F, DELLA MAGGIORA A.** 2014. Crop evapotranspiration in Argentinean maize hybrids released in different decades. *Field Crops Research*, 155:23-29.
- PASSIOURA J.** 1994. The yields of crops in relation to drought. Chapter 13A En: Boote K. Bennett JM Sinclair TR [Eds.] *Physiology and determination of crop yield*. American Society of Agronomy. Madison Wisconsin.
- ROSEGRANT M, KOO J, CENACCHI N, RINGLER C, ROBERTSON R, FISHER M, COX C, GARRETT K, PEREZ N, SABBAGH P.** 2014. Food security in a world of natural resource scarcity. The role of agricultural technologies. International Food Policy Research Institute. Washington, DC.
- SMITH P.** 2013. Delivering Food Security without Increasing Pressure on Land. *Global Food Security*, 2: 18-23.

La productividad parcial de los nutrientes. La necesidad de incrementar la eficiencia de uso del Nitrógeno

E.M. Hoffman¹, N.C. Fassana¹,
S. Mazzilli¹, A. Berger², O. Ernst¹

INTRODUCCIÓN

El Nitrógeno (N) es un nutriente esencial y en la medida que el mejoramiento genético ha elevado el potencial de rendimiento de los cultivos, crece su demanda y, por lo tanto, la fertilización nitrogenada pasa a ser determinante de la variación del rendimiento en grano de los cereales (Sinclair y Horie, 1989; Salvaghiotti et al., 2009). Si concomitantemente se reduce la oferta de N por parte del suelo, el manejo de la fertilización (momentos y dosis) definen la eficiencia de uso del N agregado. El incremento en las cantidades de N agregadas, en particular en ambientes con capacidad de oferta disminuida (García et al., 2009; Hoffman y Perdomo, 2011), conduce hacia una disminución en la cantidad de grano total producido por unidad de N total usado (PFP_N - productividad parcial del factor N) (Pierce y Rice, 1988; Dobermann, 2007) y en caso de excesos podría incrementar las posibilidades de pérdida, aumentando el potencial de contaminación (Cassman et al., 2003). En este escenario de agregado de altas dosis de N, profundizar en la base de la eficiencia de uso del N (EUN) (kg de grano por kg de N agregado), parece una necesidad ineludible.

El sistema de agricultura continua implementado en Uruguay, ha determi-

nado una reducción en la capacidad de aporte de N desde el suelo (Siri y Ernst, 2009; García et al., 2009; Hoffman et al., 2013; Mazzilli et al., 2015), determinando un incremento en las cantidades de N que es necesario aplicar a los cultivos (Hoffman y Perdomo, 2011; Centurión y Chinazo, 2012; Hoffman et al., 2013; Cazaban y Rubio, 2014; Hoffman et al., 2014; Mazzilli 2014). Si bien es mayor la cantidad agregada de N por parte de los productores, se incrementa la brecha en relación a las necesidades y ello en parte explica la variación del rendimiento de los cereales entre chacras y empresas en Uruguay (Ernst, 2014; Hoffman et al., 2014; Mazzilli, 2014), llevando a que el desajuste del N sea uno de los principales responsables de la brecha de rendimiento (Berger et al., 2014a; Ernst., 2014), y probablemente del estancamiento de la productividad nacional de los cereales en los últimos 10 a 12 años (García, 2009; Hoffman et al., 2014; Hoffman et al., 2015).

El constante aumento en los costos de producción, con bajos precios de los cereales en las últimas zafas, exige incrementar la productividad de estos cultivos, contemplando que no se reduzcan los márgenes brutos. En este sentido, la productividad parcial de los distintos factores de producción (Pierce y

¹Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Departamento de Producción Vegetal. EEMAC.

²INIA La Estanzuela Programa Cultivos de Secano.

Rice, 1988; Dobermann, 2007), en particular la del N (PFP_N), deberá mantenerse elevada, aunque dentro de los rangos que no evidencien problemas de extracción excesiva (cuando los valores de PFP_N son muy elevados), o de exceso y riesgo de contaminación (PFP_N muy bajos) (García, 2013). El primer aspecto o paso para mantener una PFP_N elevada, debe basarse en una elevada EUN (García y Salvaghiotti, 2009). Para que ello ocurra, el ajuste de este nutriente, debe considerar los cuatro requisitos básicos (4R) para la nutrición de las plantas (Bruulsema et al., 2013).

La propuesta de manejo de N disponible para cereales de invierno en Uruguay (Hoffman et al., 2001; Perdomo et al., 2001; Hoffman et al., 2010), es una herramienta que permite manejar el N en este sentido (Hoffman y Perdomo, 2011). Las alternativas para evitar fuertes caídas de la EUN, cuando las dosis de N necesarias se incrementan, también deberán contemplar la eliminación o reducción de las restricciones dadas por el ambiente y otros factores de manejo. El objetivo de este trabajo es profundizar en los componentes principales de la EUN, la eficiencia de absorción o recuperación del N aparente derivado del fertilizante (RE o RAN) y la eficiencia de utilización o fisiológica del N recuperado (EFNr) (Moll et al., 1982; Huggins y Pan, 1993) y los factores que la pueden estar afectando.

CAMINOS OPUESTOS PARA LA DEMANDA DE NITRÓGENO DE LOS CULTIVOS Y LA OFERTA DE LOS SUELOS

Es conocido el incremento en la demanda de N de los cereales en la medida que aumenta el potencial a concretar (Baethgen, 1992; Perdomo y Hoffman, 2011; Ceriani e Inella, 2012; García y Correndo, 2013; Berger et al., 2014a).

Pero, en las condiciones locales, como resultado del cambio hacia un sistema de agricultura continua sin rotación con pasturas, ha disminuido la oferta de N por parte de los suelos, llevando a que se incremente la brecha entre las necesidades de N y el aporte del suelo. El resultado es el aumento en las dosis de N necesarias (Hoffman y Perdomo, 2011; Hoffman et al., 2013) y una sensible disminución en la cantidad de N absorbida por los cultivos, en ausencia de fertilización nitrogenada (figura 1).

El aporte de N desde el suelo, durante la estación de crecimiento del trigo, se redujo en 44 % comparando las situaciones evaluados sobre chacras con más de 5 años de agricultura continua, con lo que podría ser una rotación con pasturas con hasta 5 años de agricultura. Estos resultados confirman el diagnóstico surgido de una profusa y consistente información generada recientemente a nivel local, que evidencian las elevadas necesidades de agregado de N en los cereales de invierno y la importante pérdida de rendimiento registrada cuando estas necesidades no son cubiertas (Hoffman y Perdomo, 2011; Perdomo y Hoffman, 2011; Centurión y Chinazo, 2012; Ernst y Siri, 2011; Hoffman et al., 2013; Ernst, 2014; Hoffman et al., 2014; Mazzilli, 2014).

Considerando las cantidades de N absorbidas hasta el estadio Z 65 en trigo, a partir del cual ya no hay ganancias de rendimiento en grano (figura 2) y la variación de la cantidad de N aportado por los suelos (figura 1), este podría cubrir casi el 80% de las necesidades, o tan solo un 30%, dependiendo del tiempo transcurrido desde la última pastura. Esto explica la reducida cobertura de las necesidades de N por parte del suelo evidenciada en los bajos valores de $N-NO_3$ en suelo y N en planta registrados a nivel de producción (Hoffman et al., 2013; Hoffman et al., 2014).

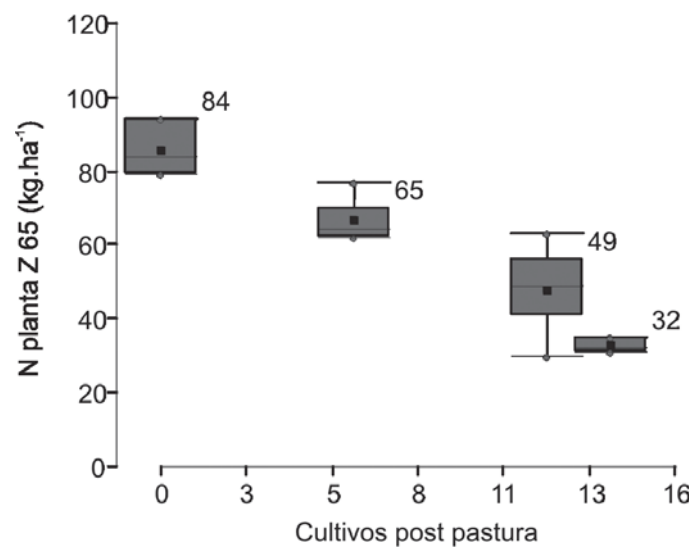


Figura 1. Variación en la cantidad de N absorbido a Z 65 de trigo, en relación al número de cultivos pos-pasturas, en cultivos sin agregado de N. Red experimental de manejo de N en trigo, año 2011³.

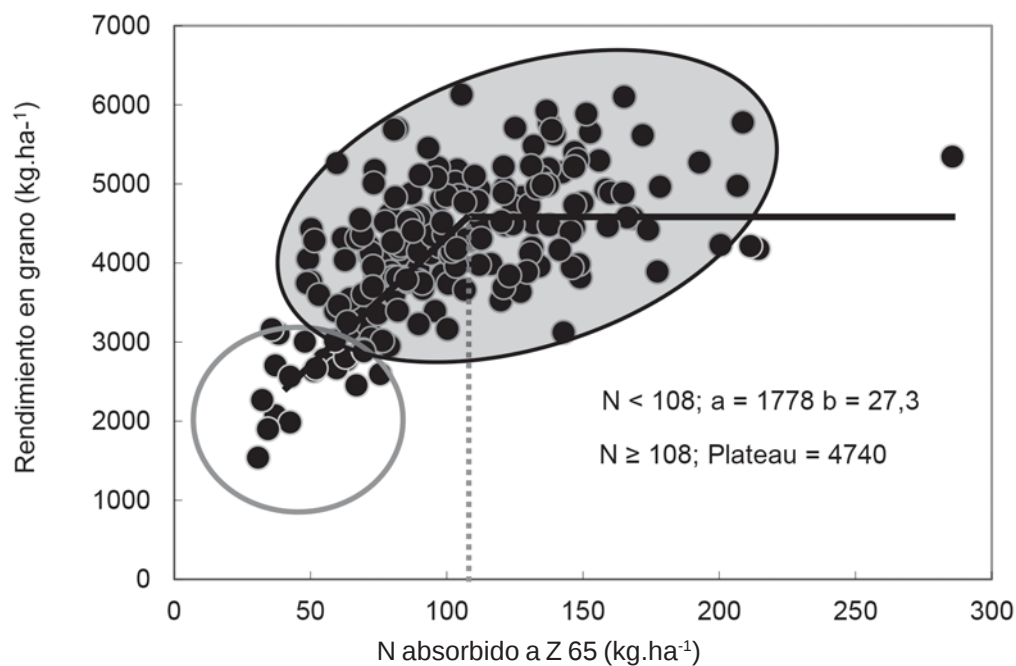


Figura 2. Variación del rendimiento en grano de trigo, en función de la cantidad de N absorbido a Z65 a nivel de producción (Región litoral centro, año 2011), sin N (área vacía) y con N (área llena). Red experimental de manejo de N en trigo, año 2011.

³Los resultados mostrados en cuadros y figuras corresponden al Proyecto: Red experimental de manejo de N en trigo financiado por BUNGE SA.

HACIENDO FOCO EN LA EFICIENCIA DE USO DEL NITRÓGENO

Aunque se incrementa la respuesta absoluta en rendimiento en grano, la tendencia cuando aumenta la dosis de N es la reducción de la EUN (MacDonald, 1992; Timsina et al., 2001; Dobermann, 2007; Salvaghiotti et al., 2009; Fontanetto et al., 2010; Hoffman y Perdomo, 2011). Esta tendencia existe aunque se logre una elevada respuesta en rendimiento en grano, aun respetando los cuatro requisitos (4R) para la nutrición de plantas (Bruulsema et al., 2013). Los dos componentes principales que definen la EUN son: la eficiencia de absorción o recuperación del N derivado del fertilizante (RAN) y la eficiencia fisiológica del N recuperado (EFNr) (Moll et al., 1982; Huggins y Pan, 1993; Dobermann, 2007). Trabajos recientes en la región (Salvaghiotti y Miralles, 2008; Salvaghiotti et al., 2009), evidencian que el principal sub-componente asociado con la variación de la EUN, es la recuperación aparente del N (RAN), y que la EFNr o eficiencia fisiológica, tiende a variar poco (Salvaghiotti et al., 2009), o varía sensiblemente menos que la RAN (Rouanet, 1994). La EFNr o respuesta en grano al agregado de N, en función del N aparente recuperado del fertilizante, en cereales de invierno oscila en distintos trabajos, entre 65 y 25 kg de grano.kg de N⁻¹ recuperado, en función del potencial del cultivo, las condiciones ambientales, la dosis de N y el material genético (Huggins y Pan, 1993; Rouanet, 1994; Salvaghiotti et al., 2009), pero su relación con la variación de la EUN, es media a baja y errática (Rouanet, 1994; Salvaghiotti et al., 2009). Sin embargo, como la EFNr tiene fuerte control genético (Rouanet et al., 2001), las tendencias actuales en cuanto a los componentes asociados a las ganancias genéticas de potencial de los cereales de invierno (Berger et al., 2014b; Hoff-

man et al., 2015) podrían cambiar esta situación.

En la red de ensayos realizada por parte de la Facultad de Agronomía – UdelaR, en los departamentos de Paysandú y Río Negro en Uruguay (financiado por BUNGE SA) en los años 2011 y 2012, se estudió la respuesta al agregado de N a Z 30 en trigo en situaciones con diferente capacidad de aporte de N del suelo. Los resultados muestran que para un rango de agregado de N recomendado a Z 30 en base al modelo de Baethgen (1992), desde los 25 a 157 kg.ha⁻¹, la EFNr varió entre los 20 y 50 kg de grano por kg de N⁻¹ recuperado aparente, con un promedio de 27 kg de grano.kg de N⁻¹ recuperado aparente, pero con baja relación con la dosis de N ($R^2 = 0,24$). A diferencia de lo mencionado previamente, la relación entre la EUN y la EFNr varió con el año. Dicha relación fue baja en general, aunque mayor en el año 2011 ($R^2 = 0,35$) y muy baja en el año 2012 ($R^2 = 0,18$). Ambos años se diferenciaron en el potencial de rendimiento en grano (Rendimiento promedio 2011 = 4298 kg.ha⁻¹. Rendimiento máximo 2011 = 5210 kg.ha⁻¹. Rendimiento promedio 2012 = 2814 kg.ha⁻¹. Rendimiento máximo 2012 = 3522 kg.ha⁻¹ (datos no mostrados).

Bajo estas condiciones, la RAN varió dentro de los rangos esperados según la información disponible (Moll et al., 1982; Huggins y Pan, 1993; Rouanet, 1994; Rouanet et al., 2001; Dobermann, 2007; Salvaghiotti et al., 2009) (figura 3).

La RAN se incrementó linealmente con la dosis recomendada a Z30, y si bien cambió con el incremento en las necesidades de N, la proporción aparente del N recuperado se ubica por debajo del 50%. Resultados de baja recuperación del N derivado de fertilizante han sido ampliamente indicados en los últimos 30 años (Daniel et al., 1986; Dobermann, 2007). Estos bajos valores de RAN pueden inclusive estar sobre-

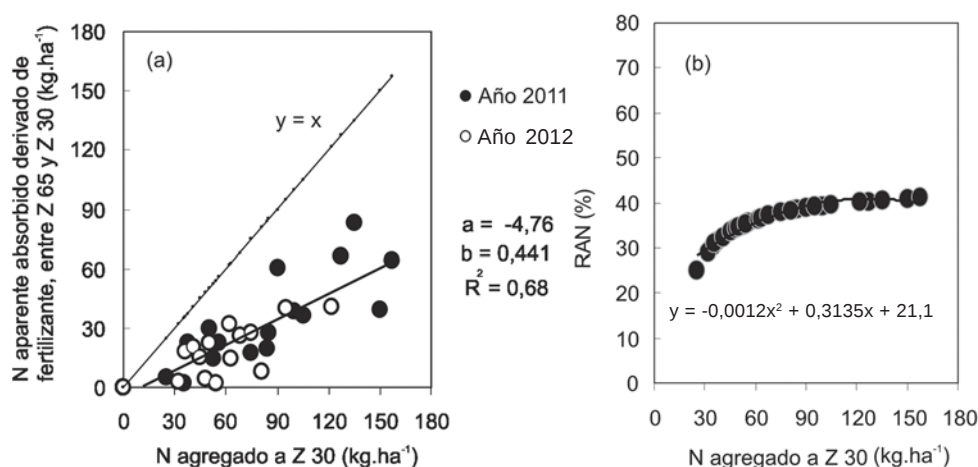


Figura 3. Cantidad de N aparente recuperado derivado del fertilizante (a) y valores pronosticados para la evolución de la RAN (b), en función de la dosis de N recomendada y agregada, en base al modelo de Baethgen (1992). Red experimental de manejo de N en trigo 2011 y 2012.

estimados (Daniel et al., 1986; Rouanet et al., 2001; Dobermann, 2007), en la medida que, como consecuencia del agregado de N, el suelo puede incrementar su aporte (Yoshida et al., 1977; Rao et al., 1992), los cultivos incrementar su capacidad de extracción (Katterer et al., 1993; Mandal et al., 2003) y absorción (Giller et al., 2004).

Esta situación de baja recuperación del N, representa un incremento del riesgo potencial de contaminación, en la medida en que las cantidades de N necesarias se incrementan y una cantidad cada vez mayor no es recuperada por el cultivo.

EL ROL DEL AZUFRE EN LA RECUPERACIÓN DE UNA MAYOR PROPORCIÓN DEL N QUE SE AGREGA VIA FERTILIZANTE

Existe abundante evidencia del impacto que tiene el azufre (S) sobre la EUN, en interacción con el N, en distintos cultivos (Salvaghiotti y Miralles, 2008; Fontanetto et al., 2010; García, 2013; Hoffman et al., 2013).

El agregado de S, en particular cuando los suelos tienen una larga historia

agrícola, con elevados niveles de extracción de nutrientes, suelos de texturas francas y bajo contenido de materia orgánica, mejora sensiblemente la producción de biomasa, rendimiento en grano, índice de cosecha, o ambos, en distintos cultivos, particularmente a dosis elevadas de N (Reneau Jr et al., 1986; Salvaghiotti y Miralles, 2008; García y Salvaghiotti et al., 2009; Salvaghiotti et al., 2009; Fontanetto et al., 2010; Mazzilli y Hoffman, 2010; Hoffman et al., 2013).

Los trabajos que descomponen la EUN en sus dos sub-componentes, muestran el impacto significativo del S cuando se incrementa la dosis de N, mejorando fundamentalmente la RAN (Salvaghiotti et al., 2009). Resultados en este mismo sentido se obtuvieron en el proyecto de la Red experimental de manejo de N en trigo, con el agregado de N a Z30 en trigo (figura 4).

El agregado de S incrementó la RAN en todo el rango de N agregado, manteniendo, con las situaciones sin S, una diferencia casi constante por encima de los 60 kg de $\text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Con el agregado de S, en chacras viejas (más de 5 años de agricultura), la RAN alcanzó valores que oscilaron en torno al 50 % de las dosis máximas de N, aun cuando estas fue-

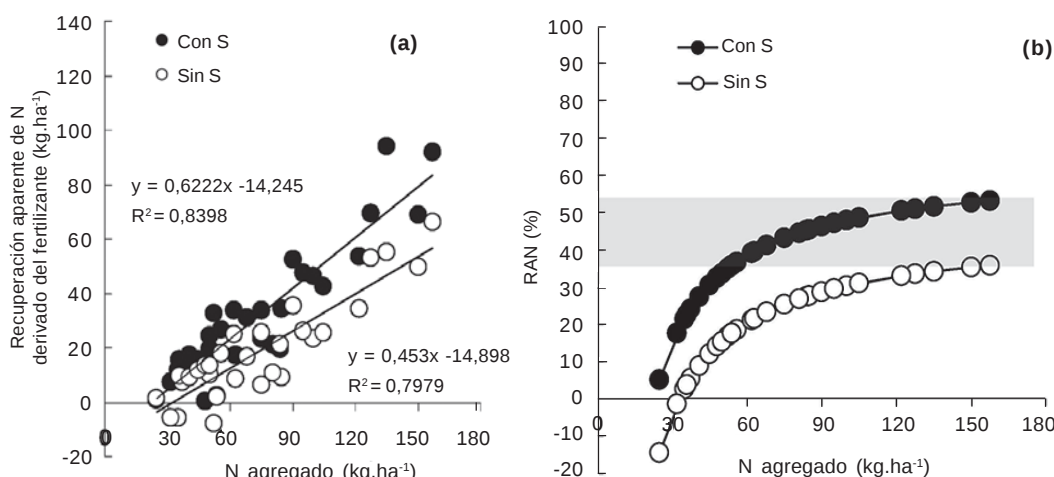


Figura 4. Cantidad de N aparente recuperado derivado del fertilizante (a) y valores pronosticados para la evolución de la RAN (b), en función de la dosis de N recomendada y agregada, en base al modelo de Baethgen (1992), con y sin S. Red experimental de manejo de N en trigo. Proyecto Financiado por BUNGE SA.

ron 50% por encima del N recomendado a Z 30 (cuadro 1). Como se comentó anteriormente, tanto el agregado de N como el de S, pueden estimular la mineralización del suelo, la exploración radicular o la actividad de las enzimas encargadas de la absorción nitrogenada, llevando a que se sobre estime la RAN (Rao et al., 1992; Katterer et al., 1993; Mandal et al., 2003; Giller et al., 2004; Dobermann, 2007), aunque también existe evidencia de que puede haber, en

determinadas situaciones, subestimación del grado de aprovechamiento del N del fertilizante por el método isotópico (Daniel et al., 1986). Por lo tanto, se debería, como lo sugiere Salvaghiotti et al., (2009), pensar a priori, en términos de recuperación de N del suelo, más allá de donde provenga y que ello puede ayudar a evitar grandes salidas de N, potencialmente contaminantes.

Se evaluó la respuesta al agregado de N a las dosis recomendadas a Z 30

Cuadro 1. Nitrógeno absorbido a Z 30 y Z 65, incremento del N absorbido entre ambos estadios (Δ NABS), recuperación del N aparente derivado del fertilizante (RAN), con y sin fertilización con S. Valores promedio de la Red experimental de manejo de N en trigo.

	Testigo	N Recomendado		N Recomendado + 50%	
		Sin S	Con S	Sin S	Con S
N absorbido a Z 30 (kg.ha ⁻¹)	63	64	66	65	64
N absorbido a Z 65 (kg.ha ⁻¹)	88	102	118	119	131
Δ N ABS Z 65-Z 30 (kg.ha ⁻¹)	25	38	52	54	67
N agregado a Z 30 (kg.ha ⁻¹)	0	58	58	88	88
RAN (%)	--	22	47	33	48
RAN promedio (%)		35		41	

N promedio recomendado a Z 30 en base a modelo de Baethgen (1992) = 58 kg.ha⁻¹, 50% adicional al recomendado en el mismo estadio = 88 kg.ha⁻¹

(NR) y un 50% adicional al N recomendado en el mismo estadio, en base al modelo de Baethgen (1992) (NR+50%), con y sin S (cuadro 1). En base a la cantidad promedio de N absorbida hasta Z 65, en relación al N absorbido hasta Z 30, 25 kg de N.ha⁻¹ derivaron del suelo durante este período en los testigos sin agregado de N. El agregado de N a Z 30 a las dosis de NR y NR+50, permitieron incrementar la cantidades absorbidas entre Z65 y Z30 en un 54% y 92% (para NR y NR+50, respectivamente). El agregado de N en presencia de S, incrementó aún más las cantidades absorbidas de N. La RAN, calculada como el N absorbido diferencial de los tratamientos fertilizados en relación al testigo sin fertilizar con N, en relación a las dosis de N agregadas a Z30, permitió alcanzar proporciones cercanas al 50%, aun cuando las cantidades de N fueron superiores a las que se hubiesen agregado en base al modelo de dosis antes mencionado.

CONSIDERACIONES FINALES

Mantener elevada la EUN importa, no solo por la productividad parcial de este nutriente o por su impacto en la rentabilidad del sistema agrícola, sino por el control del potencial de contaminación.

En un ambiente que cada vez contribuye menos a cubrir las necesidades de N de los cultivos, las cuales se incrementan a su vez con el aumento de potencial, es necesario conocer la variación de la EFN y la RAN, para encontrar las mejores alternativas de uso y rentabilidad al agregado de este nutriente.

A bajas dosis de N recomendadas, se observaron bajos niveles de recuperación del N derivado de fertilizante. Sin embargo, en la medida que se incrementan las necesidades y dosis de N, se recuperaría en base a estos resultados una mayor proporción de este nutriente. A pesar de ello, el incremento de las

dosis de N en un estadio dado, incrementan las cantidades absolutas de N que no son absorbidas por los cultivos, aumentando el riesgo de contaminación. En este trabajo se muestra que para mejorar el principal componente de la EUN, la RAN, es necesario agregar S y ello contribuiría a reducir el N potencialmente contaminante (NPc).

El trabajo iniciado hace 20 años en Uruguay, enfocado a mejorar el uso del N en los cereales de invierno, tuvo como objetivo la identificación de elementos objetivos de diagnóstico y el desarrollo de propuestas para estimar las cantidades de N necesarias a agregar. Actualmente, desde distintos ángulos, se apuesta a seguir perfeccionando las herramientas disponibles y generar conocimiento que permita mantener la EUN y bajar el NPc, aun cuando las dosis de N se siga incrementando. En el corto plazo el uso de herramientas de diagnóstico mejoradas (involucrando cada vez más al cultivo como elemento de diagnóstico), permitirían contemplar a campo los diferentes ambientes intrachacra, proponiendo estrategias para evitar el uso de grandes cantidades instantáneas de N (estudiando la respuesta al fraccionamiento de altas dosis a estadios posteriores al inicio del encañado), o mejorando el conocimiento acerca de las distintas fuentes de fertilizantes.

BIBLIOGRAFÍA

- BAETHGEN W.** 1992. Fertilización nitrogenada de cebada cervecera en el litoral oeste del Uruguay. INIA La Estanzuela. Serie Técnica 24. 58p.
- BERGER AG, GASO D, CALISTRO R, MORALES MX.** 2014a. Limitantes ambientales y potencial de rendimiento de trigo en Uruguay. En: Seminario Internacional 1914-2014: Un siglo de mejoramiento de trigo en La Estanzuela: un valioso legado para el futuro. 27-29 agosto 2014. INIA La Estanzuela, Colonia. Resúmenes. pp. 33.



- BERGER AG, VÁZQUEZ D, CALISTRO R, MORALES X.** 2014b. Acumulación de nitrógeno y determinación de la calidad panadera en trigos de alto rendimiento. Congreso uruguayo de suelos y VI encuentro de la SUCS. Colonia del Sacramento, 6-8 agosto 2014.
- BRUULSEMA T, FIXEN P, SULEWSKI G.** 2013. 4R de la nutrición de plantas: un manual para mejorar el manejo de la nutrición de plantas. IPNI. Norcross, Georgia, EE.UU. Traducción al español Oficinas de IPNI Latinoamérica.
- CASSMAN KG, DOBERMANN A, WALTER DT, YANG H.** 2003. Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 315-358.
- CAZABAN M, RUBIO DN.** 2014. Efecto de la fertilización nitrogenada tardía (V10-11), sobre el rendimiento de maíz. [Tesis para la obtención del título de Ingeniero Agrónomo]. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Uruguay. 81p.
- CENTURIÓN AH, CHINAZO MV.** 2012. Rendimiento alcanzable en trigo en función de los años de agricultura. Relevamiento de chacras. [Tesis para la obtención del título de Ingeniero Agrónomo]. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Uruguay. 72p.
- CERIANI M, INELLA JA.** 2012. Efecto de la fertilización nitrogenada tardía (V10-11) sobre el rendimiento de maíz en condiciones de riego y secano. [Tesis para la obtención del título de Ingeniero Agrónomo]. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Uruguay. 66 p.
- DANIEL PE, ÁLVAREZ R, LEMCOFF JH, CASANOVA D.** 1986. Efecto de los procesos de inmovilización y mineralización en el suelo sobre la determinación isotópica, del aprovechamiento del fertilizante nitrogenado en maíz. *Ciencias del Suelo*, 4(1): 85-89.
- DOBERMANN A.** 2007. Nutrient use efficiency – measurement and management. Fertilizer best management practices general principles, strategy for their adoption and voluntary initiatives vs regulations. IFA International Workshop on Fertilizer Best Management Practices 7-9 March 2007, Brussels, Belgium. 28p.
- ERNST O.** 2014. Efecto de los años de agricultura continua sobre el rendimiento actual y alcanzable e trigo en Uruguay. En: Intensificando el conocimiento del suelo y medioambiente para producir más y mejor. Congreso Uruguayo de ciencias de suelo. VI encuentro de la SUCS. [En línea]. Consultado 17 setiembre 2015. Disponible en: <http://www.suelos.com.uy/pdf/p/i-t.pdf>.
- ERNST O, SIRI PRIETO G.** 2013. Pérdida de calidad del suelo como factor limitante del rendimiento en el largo plazo. En: Ribeiro A, Silva H. [Eds.]. III Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Hemisferio Sur. 157-166.
- ERNST O, SIRI PRIETO G.** 2011. La agricultura en Uruguay. Su trayectoria y consecuencias. En: Ribeiro A. [Ed.]. II Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. El abordaje necesario para que el proceso de expansión agrícola madure en Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Hemisferio Sur. 149-163.
- FONTANETTO H, KELLER O, BELOTTI L, NEGRO C, GIAILEVRA D.** 2010. Efecto de diferentes combinaciones de nitrógeno y azufre sobre el cultivo de sorgo granífero (campaña 2008/09). *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 46: 21-23.
- GARCÍA A, MORÓN A, QUINCKE A.** 2009. El indicador del potencial de mineralización (PMN): Posible uso para recomendación de fertilización en trigo por el método de balance. En: Mejores prácticas de manejo para una mayor eficiencia en la nutrición de cultivos. Simposio de Fertilidad. IPNI Cono Sur- Fertilizar AC. Mayo del 2009. Rosario-Argentina. pp. 218-220.
- GARCÍA FO.** 2013. La Agricultura en el Cono Sur ¿qué sabemos, qué debemos conocer? En: Ribeiro A, Silva H. [Eds.]. III Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Hemisferio Sur. 3 -17.
- GARCÍA FO.** 2009. Introducción: Marco de referencia del Simposio. En: Hoffman E, Ribeiro A, Ernst O, García FO [Org]. Primer Simposio Nacional de Agricultura de secano. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 3-5.
- GARCÍA FO, SALVAGLIOTTI F.** 2009 Nutrient use efficiency of cropping systems in the Southern Cone of Latin America Symposium «Nutrient Use Efficiency» presented by the International Plant Nutrition Institute (IPNI) at the XVIII Latin



- American Congress of Soil Science. San José de Costa Rica. pp. 35-46.
- GARCÍA FO, CORRENDO A.** 2013. Planilla de cálculo para estimar la absorción y extracción de nutrientes cereales, oleaginosas, industriales y forrajeras. IPNI Programa Latinoamérica Cono Sur. [En línea]. Consultado 7 setiembre 2015. Disponible en: <http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024>.
- GILLER KE, CHALK P, DOBERMANN A, HAMMOND L, HEFFER P, LADHA JK, NYAMUDEZA P, MAENE L, SALÍH, FREENEY J.** 2004. Emerging technologies to increase the efficiency of use of fertilizer nitrogen. En: Mosier AR, Syers KJ, Freeney JR. [Eds]. Agriculture and the Nitrogen Cycle. Island Press Washington, USA, pp. 35-51.
- HOFFMAN E, PERDOMO C.** 2011. Manejo del nitrógeno en cereales de invierno, en un escenario de cambios del sistema agrícola uruguayo. En: Ribeiro A. [Ed.]. II Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. El abordaje necesario para que el proceso de expansión agrícola madure en Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Hemisferio Sur. 45-60.
- HOFFMAN EM, LOCATELLI A, FASSANA CN, VIEGA L, CASTRO AJ.** 2015. Evaluación de la evolución de la oferta varietal del trigo en Uruguay en el siglo XXI. En: Memorias de Seminario Internacional. 1914-2014, un Siglo de Mejoramiento de Trigo en La Estanzuela. Agosto 2014. INIA la Estanzuela. Colonia Uruguay (en prensa).
- HOFFMAN E, ARBELTECHE P, FASSANA CN, LOCATELLI A, GUTIERREZ G, VIEGA L, CASTRO AJ.** 2014. Estudio del posicionamiento tecnológico y estratégico de la cebada cervecera en Uruguay. Relevamiento de cultivos de invierno. Proyecto de la MNECC. Uruguay. 42p.
- HOFFMAN E, FASSANA CN, PERDOMO C.** 2013. Manejo de nitrógeno en cereales de invierno. ¿Agregando más nos estamos quedando cortos? En: Ribeiro A, Silva H. [Eds.] III Simposio Nacional de Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Hemisferio Sur. 51-62.
- HOFFMAN E, PERDOMO C, ERNST O, BORDOLLI M, PASTORINI M, PONS C, BORCHI E.** 2010. Propuesta para el manejo del nitrógeno en cultivos de invierno en Uruguay. En: Informaciones Agronómicas del Cono sur. IPNI-Instituto Internacional de Nutrición de Planta- ISSN 1666-7115- RPI. 782346. Nro 46. Junio del 2010. Argentina. 13-18p
- HOFFMAN E, PERDOMO C, ERNST O, BORDOLLI M, PASTORINI M, PONS C, BORCHI E.** 2001. Propuesta de manejo de la fertilización nitrogenada para cultivos de invierno en Uruguay. En: Seminario Nacional de discusión técnica. Junio del 2001. Paysandú-Uruguay. EEMAC-FAGRO-UdelaR.
- HUGGINS DR, PAN W.** 1993. Nitrogen efficiency component analysis: an evaluation of cropping system differences in productivity. Agronomy Journal, 85: 898-905.
- KATTERER T, HANSSON AC, ANDRIN O.** 1993. Wheat root biomass and nitrogen dynamics: effects of daily irrigation and fertilization. Plant and Soil, 151: 21-30.
- Mac DONALD GK.** 1992. Effects of nitrogenous fertilizer on the growth, grain yield and grain protein concentration of wheat. Australian Journal of Agricultural Research, 43: 949-967.
- MANDAL UK, SINGH G, VICTOR US, SHARMA KL.** 2003. Green manuring: its effect on soil properties and crop growth under rice-wheat cropping system. European Journal of Agronomy, 19: 225-237.
- MAZZILLI S.** 2014. Registros de chacra: principales variables que determinaron el rendimiento y calidad. En: Jornada de cultivos de invierno de FUCREA. [En línea]. Consultado 17 setiembre 2015. Disponible en: <http://www.fucrea.org/informacion/index.php?TypeId=15&ClassId=46&Id=1315>.
- MAZZILLI S, HOFFMAN EM.** 2010. Respuesta a la fertilización con azufre en el cultivo de colza-canola en suelos del litoral norte del Uruguay. En: Informaciones Agronómicas del Cono sur. IPNI-Instituto Internacional de Nutrición de Planta. Junio 2010. Argentina. pp.18 -21.
- MAZZILLI S, ERNST O, SASTRE A, TERRA G.** 2015. Disponibilidad de nitratos en sistemas agrícolas sin laboreo y su relación con variables ambientales y de manejo. Agrociencia Uruguay, 19 (1): 131-139.
- MOLL RH, KAMPRATH EJ, JACKSON WA.** 1982. Analysis and interpretation of factors which contribute to efficiency of nitrogen utilization. Agronomy Journal, 74: 562-564.
- PERDOMO CH, HOFFMAN EM.** 2011. Manejo de nitrógeno en maíz; actualidad y perspectivas. En: Ribeiro A. [Ed.]. II Simposio Nacional de



- Agricultura. No se llega si no se sabe a dónde ir. El abordaje necesario para que el proceso de expansión agrícola madure en Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Hemisferio Sur. 61-75.
- PERDOMO C, HOFFMAN E, PONS C, BORGHI E.** 2001. Fertilización en cebada cervecera. Boletín de Divulgación Facultad de Agronomía - UdelaR - OIEA Gestión de la Nutrición de las Plantas, el Suelo y el Agua Reunión final de Coordinadores Proyecto Gestión del suelo, las plantas y el agua: ARCAL XXII, 26-30 marzo 2001, Oaxaca, México.
- PIERCE FJ, RICE CW.** 1988. Crop rotations and its impact on efficiency of water and nitrogen use. En: Hargrove WL [Ed.] Cropping strategies for efficient use of water and nitrogen. ASA Spec. Publ. 51. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, Wisconsin, USA. 21-42.
- RAO ACS, SMITH JJ, PARR JF, PAPENDICK RI.** 1992. Considerations in estimating nitrogen recovery efficiency by the difference and isotopic dilution methods. Fertilizer Research, 33: 209-217.
- RENEAU Jr. RB, BRAN DE, DONOHUE SJ.** 1986. Effect of sulphur on winter wheat grown in the Coastal Plain of Virginia. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 17: 149-158.
- ROUANET JL.** 1994. Eficiencia fisiológica de uso de nitrógeno por cultivos anuales en futura agricultura sustentable. Agricultura Técnica (Chile), 54:169-179.
- ROUANET JL, PINO I, PARADA AM, NARIO A.** 2001. Effect of three soil systems on physiological nitrogen use efficiency in wheat crop. Agricultura Técnica (Chile), 61 (4): 459-469.
- SALVAGLIOTTI F, MIRALLES DJ.** 2008. Radiation interception, biomass production and grain yield as affected by the interaction of nitrogen and sulfur fertilization in wheat. European Journal of Agronomy, 28 (3): 282-290.
- SALVAGLIOTTI F, CASTELLARÍN JM, MIRALLES DJ, PEDROL HM.** 2009. Sulfur fertilization improves nitrogen use efficiency in wheat by increasing nitrogen uptake. Field Crop Research, 113: 170-177.
- SINCLAIR TR, HORIE T.** 1989. Leaf nitrogen, photosynthesis, and crop radiation use efficiency: a review. Crop Science, 29: 90-98.
- SIRI PRIETO G, ERNST, O.** 2009. Cambios en el contenido de carbono y nitrógeno del suelo: ¿hacia dónde va el sistema? En: Hoffman E, Ribeiro A, Ernst O, García FO [Org]. Primer Simposio Nacional de Agricultura de Secano. Universidad de la República. Facultad de Agronomía, 111-123.
- TIMSINA J, SINGH U, BADARUDDIN M, MEISNER C, AMIN MR.** 2001. Cultivar nitrogen and water effects on productivity and nitrogen-use efficiency and balance for rice-wheat sequences of Bangladesh. Field Crop Research, 72: 143-161.
- YOSHIDA T, PADRE BC.** 1977. Transformation of soil and fertilizer nitrogen in paddy soil their availability to rice plants. Plant and Soil, 47: 113-123.

La compactación como limitante del rendimiento en sistemas agrícolas sin laboreo

O. Ernst¹, V. Rubio²

A. Quincke²

La información publicada a nivel local y regional muestra las ventajas que tiene rotar la fase agrícola con una fase de pasturas perennes (Díaz Roselló, 1992; Morón y Díaz, 2003; García Préchac et al., 2004), valorándose principalmente el efecto sobre la concentración de carbono orgánico del suelo (COS) y aporte de nitrógeno durante la fase agrícola, pero también sobre propiedades físicas del suelo. El resultado más emblemático es el presentado por García Préchac et al. (1980), que relaciona la recuperación de propiedades físicas del suelo deterioradas durante la fase agrícola con laboreo (densidad aparente, resistencia a la penetración del suelo y macroporosidad), con la producción de biomasa del componente gramíneas perennes producida durante la fase de pasturas de la rotación, compuesta por producción/año y años de duración.

El proceso de intensificación de la agricultura, ocurrido en lo que va del siglo XXI, determinó la desarticulación del sistema de rotación de cultivos y pasturas tradicional en el litoral oeste por un sistema de agricultura continua realizado sin laboreo. Un nuevo paradigma sostuvo el proceso de cambio: sin laboreo la agricultura no deteriora la calidad del suelo, por tanto, no es necesario recuperar lo que no se pierde. La fase de pasturas perennes «perdió el mando del sistema agrícola».

En el artículo «Denunciando el presente, imaginando el futuro» publicado en la Revista Cangué (Ernst, 2013) se analiza la trayectoria seguida por los sistemas agrícolas desde 1999, los problemas generados, las soluciones propuestas y la distancia entre el «futuro imaginado» y la realidad en el 2012. Se socavaron los pilares del nuevo paradigma, por lo que difícilmente se pueda sostener que como «la agricultura no deteriora,» la fase de pasturas perennes «perdió el mando del sistema agrícola».

En los sistemas agrícolas puros, el efecto sobre la calidad del suelo depende de la rotación de cultivos y el nivel de productividad alcanzado (Ernst y Siri Prieto, 2009). En un relevamiento de chacras, Morón y Quincke (2010) identificaron, en suelos en agricultura, cambios no deseables en diversos indicadores asociados a calidad de suelo. Encontraron reducciones de 17% en carbono orgánico en una profundidad de 0-15 cm, aumentos de densidad aparente de 12% en los primeros 7,5 cm del suelo, reducciones del pH de 7% en profundidad entre 0 y 15 cm e incrementos de 40% en acidez titulable a pH 7 en los primeros 15 cm del perfil. Mientras que el balance de COS y la densificación serían el resultado de la forma de cómo se implementaron los sistemas agrícolas, la desaturación de bases es el resultado esperable del aumento de la

¹Universidad de la República. Facultad de Agronomía. Departamento de Producción Vegetal EEMAC. Ruta 3 km 363. Paysandú. Uruguay.

²INIA La Estanzuela. Colonia. Uruguay.

producción de granos, compuesta ésta por rendimiento medio y duración de la fase agrícola.

A nivel nacional, varios autores han cuantificado una tendencia negativa en la evolución de los rendimientos con los años de agricultura continua, principalmente, en cultivos de invierno. La pregunta es ¿por qué se cuantifica ahora y qué variables la explican? ¿es la pérdida de COS?, ¿la erosión acumulada?, ¿la densificación del suelo?, ¿la acidificación?, ¿la combinación de ellas?

La respuesta simple a por qué ahora, es porque recién ahora existen sistemas de agricultura continua generalizados en Uruguay. En 2005 se podía declarar agricultura continua, pero en realidad era una intención. Se estaba haciendo agricultura sobre suelos que recién habían salido de la fase pasturas perennes, incluyendo campos naturales. Por lo tanto, todavía existía el «efecto residual pastura». Luego de 10 o 15 años de agricultura se puede afirmar que se saltó intencionalmente la fase de pasturas de la rotación. Por la estrecha relación existente con las propiedades del suelo, de todos los elementos de la tabla periódica que existen en el suelo, el «C» es el que termina teniendo «el mando del sistema».

Los suelos manejados con siembra directa, en general, presentan valores de resistencia a la penetración y densidad aparente más elevada que los sistemas tradicionales de agricultura-pasturas, pero recién en los últimos años se ha empezado a atribuir a la densificación sub-superficial el menor rendimiento de cultivos en estas situaciones.

El uso de descompactadores sub-superficiales del suelo para aliviar restricciones físicas fue evaluado en Uruguay en la década de 1990, en especial, en maíz y girasol sembrado como cabeza de rotación (Martino, 1997). Se cuantificaron respuestas de rendimiento de hasta 100%, asociadas a fallas en

la implantación en los testigos sin descompactar. Si bien existen experiencias recientes con el uso de descompactadores de suelo a nivel comercial, que se valoran como positivas, no se dispone de cuantificaciones de la condición inicial del suelo que permita discriminar las situaciones de alta respuesta esperada de aquellas en las que no se espera respuesta. La compactación sub-superficial reduce el rendimiento de los cultivos a través de restricciones al crecimiento radicular que limitan la absorción de agua y nutrientes, pero también por reducción de la infiltración y la aireación del suelo. La magnitud del efecto depende del tipo de suelo, siendo mayor al aumentar la proporción de arcillas, y de las condiciones climáticas, en especial, el régimen hídrico (Håkansson et al., 1987; Al-Adawi y Reeder, 1996; Voorhees, 2000; Ishaq et al., 2001).

El agua del suelo ha sido identificada como un factor controlador de las limitantes físicas a las que se enfrenta un cultivo. En este sentido Letey (1985), define al intervalo hídrico óptimo (IHO) como el rango de humedad en el cual los cultivos son menos afectados por limitantes en la aireación, la resistencia a la penetración y por el contenido de agua del suelo. El concepto de un IHO está asociado a un concepto de probabilidad; en los suelos más degradados el intervalo es menor y, por lo tanto, durante el ciclo del cultivo la probabilidad de que la humedad del suelo esté fuera del rango es mayor. Evaluaciones del IHO en el experimento de Rotaciones de Largo plazo instalado en el año 1962 en INIA La Estanzuela muestran disminuciones del IHO del orden del 75% de sistemas de agricultura continua en relación a los sistemas con 66% del tiempo bajo pasturas (Rubio et al., 2014).

Este hecho puede explicar, en parte, el impacto errático y dependiente del año del uso de descompactadores. La bibliografía al respecto muestra efectos consistentes en las propiedades físicas

del suelo con mejoras en la infiltración, resistencia a la penetración y disminución en la densidad aparente del suelo (Paredes et al., 2011; Díaz-Zorita, 1999 Hamza y Anderson, 2005; Ambrosio et al., 2009, etc.). A pesar de estas mejoras, que pueden incluso significar una mejora la exploración radical y favorecer la actividad biológica del suelo, estos cambios no siempre se convierten en aumentos de rendimiento (Iruetia et al., 2012).

El efecto de la compactación sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos puede dividirse en 1) reducción de la captura de recursos, lo cual tendría dos componentes a) captura de lluvia y b) captura de radiación y 2) eficiencia de uso del agua y nutrientes disponibles en el suelo y cambio en la eficiencia de uso de la radiación.

Sadras et al. (2005), comparando el efecto sobre trigo de tratamientos apareados con y sin descompactación subsuperficial, determinaron una reducción significativa en la densidad aparente y resistencia a la penetración del suelo, que se tradujo en diferencias significativas en la captura de radiación en la fase temprana del desarrollo (crecimiento inicial más lento). A esto se sumaron diferencias en la eficiencia de uso de la radiación fotosintética activa interceptada y en la eficiencia de uso del agua transpirada. Por lo tanto, la compactación afectó tanto la captura de luz, agua y nutrientes como la eficiencia de uso de los recursos capturados. El efecto sobre la captura de agua fue asociado a la modificación del contenido hídrico del suelo para el límite inferior de agua disponible, es decir que frente a un contenido similar de agua, su disponibilidad para las plantas fue menor en el suelo compactado. Los resultados deben relativizarse a condiciones de resistencia a la penetración del suelo a capacidad de campo mayores a 2,5 MPa.

En trabajos realizados en un suelo arenoso en el Costal Plain en USA, el laboreo en profundidad (uso de paratill o paraplow) logró levantar una restricción al crecimiento radicular medido a través de la resistencia a la penetración en todo el perfil del suelo (95% con valores por encima de 2,0 MPa en los primeros 50 cm). Este efecto se mantuvo solo para dos ciclos de cultivos siguientes (verano e invierno) (Siri Prieto et al., 2007). También Benjamin et al. (2003) atribuyen el efecto negativo de la compactación del suelo al cambio en la disponibilidad del agua retenida en el suelo. Para ello utilizaron el intervalo de agua disponible, el que es modificado por la resistencia a la penetración del suelo y la porosidad macro, encontrando relación significativa positiva de este indicador con el rendimiento relativo de trigo.

Alvarez et al. (2009) en Argentina, compararon el efecto de descompactar el suelo con paratill en sitios de producción de maíz en las provincias de Santa Fe y Buenos Aires (Pampa Ondulada) con más de 10 años de agricultura continua en siembra directa, manejados con rotaciones trigo/soja de segunda-maíz-soja de primera o trigo/soja de segunda-maíz. En promedio, la descompactación aumentó en un 5,6% el rendimiento de maíz ($p < 0,05$), relacionándose con reducción del 37 y 24% en resistencia a la penetración entre 0-25 cm y 0-40 cm, respectivamente e incremento en la velocidad de infiltración de agua. No se cuantificó efecto residual significativo sobre el cultivo siguiente.

En la Pampa húmeda argentina, donde al igual que en Uruguay el laboreo fue sustituido por agricultura continua sin laboreo, la condición física del suelo cuantificada por su resistencia a la penetración y estabilidad de agregados es mejor que en situaciones de agricultura continua con laboreo, pero mues-

tra niveles menores que después de pastura. A pesar de estas diferencias en favor de la rotación con pasturas, Micucci y Taboada (2006) concluyen que es el contenido de arcilla (mayor a 35%) del horizonte sub-superficial quien condiciona la cantidad de raíces de soja que logran explorarlo, y no el sistema de laboreo.

Otra de las variables que se asocian a la aparición de compactación es el tráfico y peso de la maquinaria agrícola. El tránsito de la maquinaria agrícola con equipos de tamaño y peso creciente y las operaciones, fundamentalmente de cosecha, con humedad de la superficie del suelo más elevada que la óptima para el tránsito de ruedas, se encuentran entre las principales causas de la formación de una estructura masiva en el horizonte superficial de los suelos agrícolas (Buschiazzi et al., 1998; Quiroga et al., 1999; Richard et al., 1999; Radford et al., 2001; Roger-Estrade et al., 2004). Si bien el tráfico de maquinaria en sistemas de siembra directa es menor que con laboreo convencional, luego de varios años de agricultura continua sin laboreo, se puede registrar una tendencia negativa del rendimiento de los cultivos. Las causas son múltiples, pero una de ellas puede ser el gradual aumento de la compactación del suelo producido por el tráfico de maquinaria (Botta et al., 2010). En este sentido, Vázquez et al. (1989) cuantificaron incrementos en el rendimiento de soja de hasta 48% por subsolado de la entre fila afectada por el tráfico.

Tanto el Programa Producción Sostenible de INIA, como el de Manejo de Suelos y Rotación de Cultivos de Facultad de Agronomía, tienen dentro de sus objetivos la conservación del potencial productivo del suelo y la mejora de la eficiencia de uso del recurso y los insumos utilizados en el sistema de producción, aspectos que son afectados si la compactación del suelo producida por el sistema de producción implementado

se transforma en una restricción del rendimiento.

AVANCE DE RESULTADOS

La compactación generada por manejo, ya sea ésta como consecuencia del sistema de cultivos o del tráfico por maquinaria se produce de manera localizada dentro de una chacra, lo que plantea la necesidad de identificar las zonas afectadas y corregir el problema de manera dirigida y no en toda la superficie. Tal es el caso presentado en la figura 1, en el que el procedimiento fue el siguiente: 1) utilizando el registro de rendimiento de los cultivos obtenido con monitores de rendimiento se identificaron dos zonas con productividad actual diferencial dentro de una chacra (tercil superior e inferior de rendimiento); 2) se identificó a la compactación del suelo como una posible causa de la diferencia de rendimiento. 3) se cuantificó el perfil de resistencia a la penetración del suelo con un contenido de humedad cercano a capacidad de campo, lo que confirmó la existencia de diferencias entre zonas; 4) se descompactó el suelo en fajas «lado a lado» con tres repeticiones, abarcando las dos zonas; 5) cuando el trigo estuvo en el estadio Z3.0 se cuantificó nuevamente el perfil de resistencia a la penetración del suelo con un contenido de humedad cercano a capacidad de campo. Si bien los valores absolutos de resistencia no superaron el crítico generalmente aceptado (2500 kg cm^{-2}), la integral de la diferencia entre la zona con y sin descompactar fue significativamente diferente ($p < 0,05$) (figura 1); 6) se registró el rendimiento de trigo por faja utilizando una cosechadora equipada con monitor de rendimiento (figura 2).

Los resultados muestran el efecto positivo del descompactador, reduciendo la resistencia a la penetración en ambas zonas, siendo más importante el

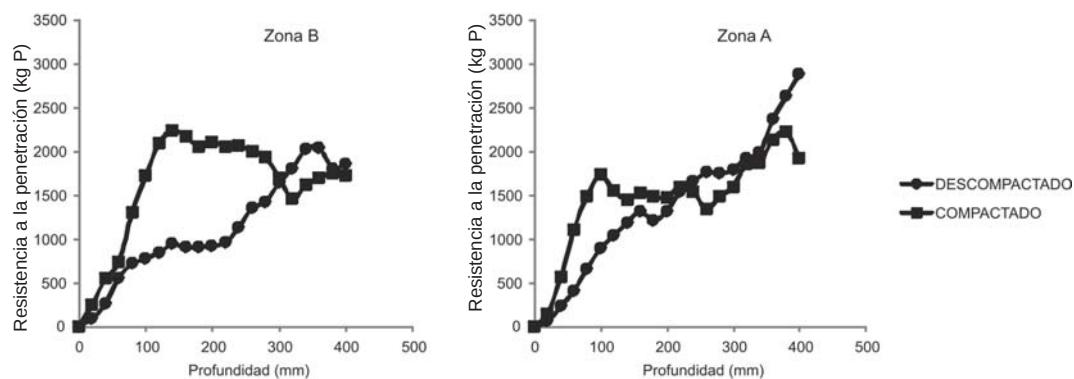


Figura 1. Resistencia a la penetración del suelo en dos zonas de una chacra con productividad diferencial (A= alta; B=baja) con y sin pasada de un descompactador sub-superficial.

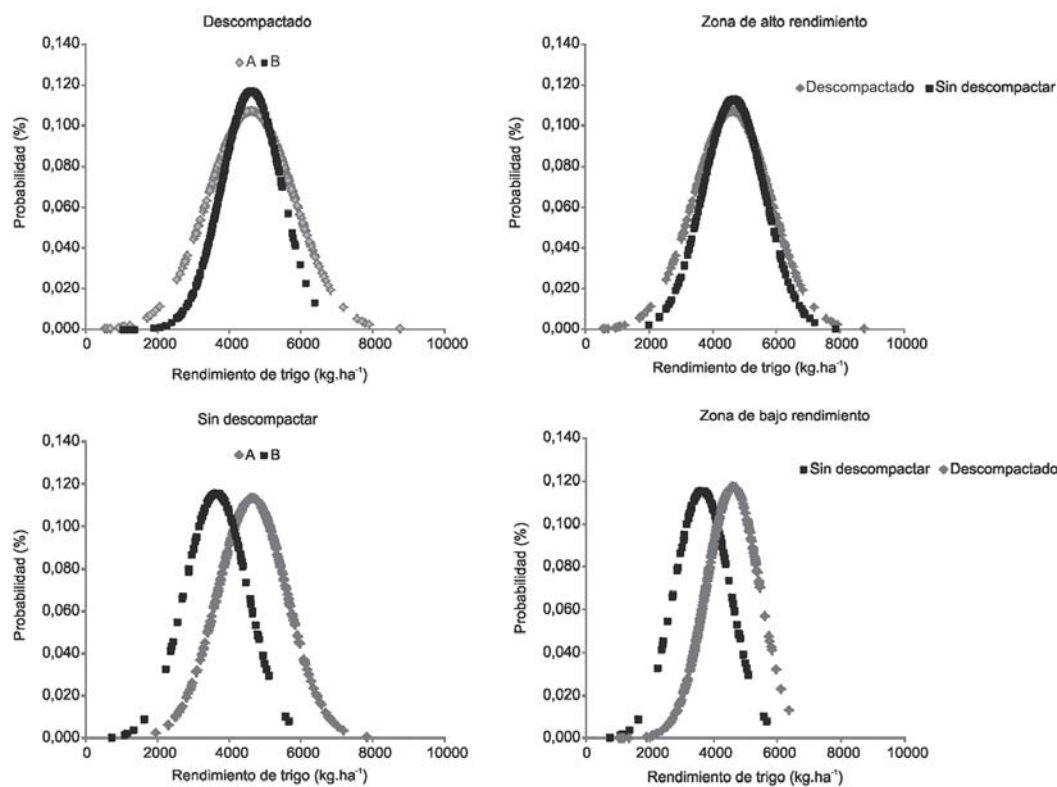


Figura 2. Distribución de rendimiento de trigo sembrado en zonas de chacra de alta (A) y baja (B) productividad para dos tratamientos: descompactado y sin descompactar (izquierda) y efecto de la descompactación sub-superficial en las zonas de alto y bajo rendimiento (derecha).

efecto en la zona de baja productividad. Sin embargo, el trigo respondió a la descompactación solamente en la zona de baja productividad (figura 2 derecha). Como la media de rendimiento y su dispersión en las zonas de alta producti-

dad sin descompactar y baja productividad descompactada no presentaron diferencias (figura 2 derecha superior contra figura 2 derecha inferior), se concluyó que las zonas estaban definidas por diferencias en la compactación del

suelo. A su vez, la descompactación dirigida solamente a las zonas problemas, mejoró el rendimiento medio de la chacra (figura 2 izquierda).

Una estrategia similar se está utilizando en el proyecto «Respuesta en las propiedades edáficas y en los cultivos a la descompactación sub-superficial en sistemas de agricultura continua sin laboreo», ejecutado por AUSID, financiado con fondos INIA_FPTA (Proyecto N° 337). El trabajo se está realizando en chacras representativas de esquemas de agricultura continua con distinta intensidad de uso en el tiempo (años de agricultura, frecuencia y tipo de cultivo), lo que genera un gradiente de situaciones potencialmente afectadas por la compactación sub-superficial del suelo. Se evalúa un testigo contra un tratamiento descompactado en fajas apareadas con tres repeticiones, abarcando diferentes suelos y topografías, iniciadas en años consecutivos. De esta manera se pretende incorporar la posible variabilidad espacial y temporal de las propiedades edáficas y de la respuesta

vegetal y la cuantificación del efecto residual.

En la figura 3 se presentan, como ejemplo, resultados de la resistencia a la penetración del suelo e índice verde normalizado de un cultivo de soja sembrado sobre fajas apareadas correspondientes a sin descompactar contra descompactado sub-superficialmente.

Como es de esperar, el perfil de resistencia a la penetración muestra el efecto de descompactar el suelo dentro de la zona de trabajo. En la imagen: de índice verde normalizado (IVDN) tomada en enero del 2015 con el cultivo en R2-R3 se visualizan las fajas correspondientes a los tratamientos, pero, en especial, zonas en las que sería posible identificar respuesta diferencial a los mismos. No obstante estas diferencias, el rendimiento en grano no fue diferente entre tratamientos (figura 4).

El proyecto está en su primer año de ejecución y condiciones hídricas favorables durante el período de definición del rendimiento del cultivo, no permiten generalizar los resultados.

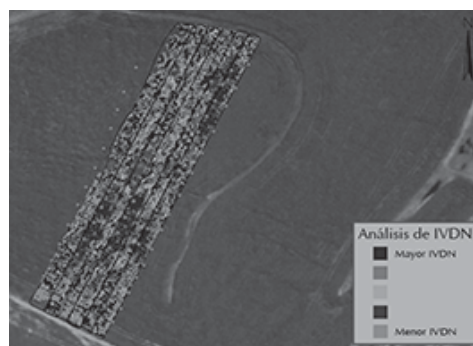
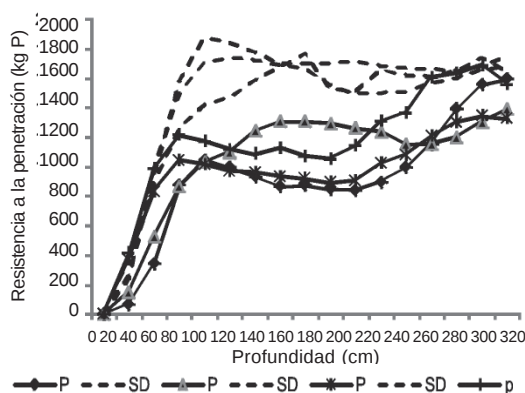


Figura 3. Perfil de resistencia a la penetración del suelo a la siembra (izquierda) e imagen obtenida con sensor multi-espectral¹, Banda 5-3-2 RGB falso color compuesto (derecha) (Ernst y Rivoir; Mozzaquatro y Raffo, sp). ¹Servicio de toma de datos: Agricultura por ambiente ADP.12/01//2015).

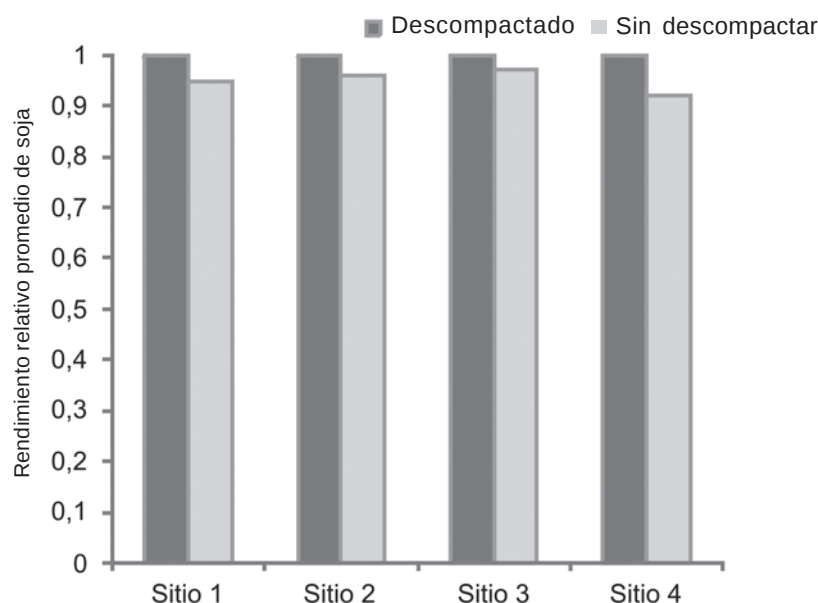


Figura 4. Efecto de la descompactación subsuperficial sobre el rendimiento del cultivo de soja. Izaguirre, Ernst, Rivoir, Mozzaquatro, Raffo, s/p. Proyecto INIA/FPTA 337. Zafra 2014/2015.

BIBLIOGRAFÍA

- AL-ADAWI SS, REEDER RC.** 1996. Compaction and subsoiling effects on corn and soybean yields and soil physical properties. *Transactions of ASAE*, 39: 1641–1649.
- ALVAREZ C, TORRES M, CHAMORRO E, D'AMBROSIO D, TABOADA M.** 2009. Descompactación de suelos franco limosos en siembra directa: efectos sobre las propiedades edáficas y los cultivos. *Ciencia del Suelo*, 27:159-169.
- AMBROSIO D, TABOADA M.** 2009. Descompactación de suelos franco limosos en siembra directa/: efectos sobre las propiedades edáficas y los cultivos. *Ciencia del Suelo*, 27(2):159-169.
- BENJAMIN JG, NIELSEN DC, VIGIL MF.** 2003. Quantifying effects of soil conditions on plant growth and crop production. *Geoderma*, 116:137-148.
- BOTTA GF, TOLON-BECERRA A, LASTRA-BRAVO X, TOURN M.** 2010. Tillage and traffic effects (planters and tractors) on soil compaction and soybean (*Glycine max* L.) yields in Argentinean pampas. *Soil and Tillage Research*, 110 (1): 167-174.
- BRADFORD JM.** 1986. Penetrability. En: Klute A. [Ed.] *Methods of soil analysis. Part II, Physical and mineralogical methods*. Second Ed., Agronomy No. 9, ASA, SSSA, 463-478.
- BUSCHIAZZO DE, PANIGATTI JL, UNGER PW.** 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil Tillage Research*, 49 (1-2):105-116.
- DÍAZ-ROSELLÓ RM.** 1992. Evolución de la materia orgánica en rotaciones de cultivos con pasturas (Organic matter evolution in crops and pastures rotations). *Revista. INIA-Uruguay Investigaciones Agronómicas*, 1 (1): 103-110.
- DÍAZ-ZORITA M.** 1999. Efectos de seis años de labranzas en un Hapludol del noroeste de Buenos Aires, Argentina. *Ciencia del Suelo*, 17:31-36.
- ERNST O.** 2013. Denunciando el presente, imaginando el futuro. *Cangüé*, 34.
- ERNST O, SIRI PRIETO G, CADENAZI M.** 2009. Influence of crop-pasture rotation and tillage system on yields of wheat, soybean, barley, sorghum and sunflower in Uruguay. *Journal of Agricultural Machinery Science*, 53: 253-262.
- GARCÍA-PRÉCHAC F, ERNST O, SIRI-PRIETO G, TERRA J.** 2004. Integrating no-till into crop-



- pasture rotations in Uruguay: review. *Soil and Tillage Research*, 77: 1-13.
- HÅKANSSON I, VOORHEES WB, ELONEN P, RAGHAVAN, GSV, LOWERY B, VAN WIJK ALM, RASMUSSEN K, RILEY H.** 1987. Effect of high axle-load traffic on subsoil compaction and crop yield in humid regions with annual freezing. *Soil Tillage Research*, 10:259-268.
- HAMZA MA, ANDERSON WK.** 2005. Soil compaction in cropping systems A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Tillage Research*, 82: 121-145.
- IRURTIA C, POZZOLO O, BOTTA GF, GONZALES N.** 2012. Descompactación mecánica: Bases para un modelo predictivo de respuesta productiva. En: XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 16-20 abril 2012. Mar del Plata. Argentina.
- ISHAQ M, IBRAHIM M, HASSAN A, SAEED M, LAL R.** 2001. Subsoil compaction effects on crops in Punjab, Pakistan. II. Root growth and nutrient uptake of wheat and sorghum. *Soil Tillage Research*, 60: 153-161.
- LETEY J.** 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Advances in Soil Science* 1: 277-294.
- MARTINO D.** 1997. Siembra directa en los sistemas agrícola- ganaderos del Litoral. Serie Técnica 82, Convenio INIA-PRENADER, INIA La Estanzuela.
- MICUCCI FG, TABOADA MA.** 2006. Soil physical properties and soybean (*Glycine max* Merrill) root abundance in conventionally and zero-tilled soil in the humid Pampas of Argentina. *Soil Tillage Research*, 86 (2): 152-162.
- MORÓN A, DÍAZ R.** 2003. Rotaciones agrícolas - ganaderas, 40 años Montevideo (Uruguay): INIA. INIA Serie Técnica 134. 86 p.
- MORÓN A, QUINCKE A.** 2010. Avances de resultados en el estudio de la calidad de suelos en agricultura en el departamento de Soriano. En: Jornada Técnica El efecto de la agricultura en la calidad de los suelos y la fertilización de cultivos. INIA La Estanzuela. Serie de actividades de difusión, 605: 5-9.
- PAREDES D, ROBA M, JUAN PD, ROMITO A, FLOREAN R, TESOURO O.** 2011. Labranza vertical : efecto sobre las propiedades físicas del suelo y el rendimiento del cultivo de soja (*Glycine max*) bajo diferentes grados de compactación. [En línea]. Consultado 1 setiembre 2015. Disponible en: http://inta.gob.ar/documentos/labranza-vertical-efecto-sobre-las-propiedades-fisicas-del-suelo-y-el-rendimiento-del-cultivo-de-soja-glycine-max-bajo-diferentes-grados-de-compactacion/at_multi_download/file/Labranza%20vertical.pdf
- QUIROGA AR, BUSCHIAZZO DE, PEINEMANN N.** 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. *Soil Tillage Research*, 52: 21-28.
- RADFORD B, YULEB DF, MCGARRY D, PLAYFORD CJ.** 2001. Crop responses to applied soil compaction and to compaction repair treatments. *Soil and Tillage Research*, 61 (3-4): 157-166.
- RICHARD G, BOIZARD H, ROGER-ESTRADE J, BOIFFIN J, GUÉRIF J.** 1999. Field study of soil compaction due to traffic in northern France: pore space and morphological analysis of the compacted zones. *Soil and Tillage Research*, 51: 151-160.
- ROGER-ESTRADE J, RICHARD G, CANEILL J, BOIZARD H, COQUET Y, DEFOSSEZ P, MANICHON H.** 2004. Morphological characterisation of soil structure in tilled fields: from a diagnosis method to the modelling of structural changes over time. *Soil and Tillage Research*, 79 (1): 33-49.
- RUBIO V, GAMA D, QUINCKE A.** 2014. Variación del intervalo hídrico óptimo para un brunosol éutrico típico bajo diferentes intensidades agrícolas. En: Congreso Uruguayo de Suelos, 1.; Encuentro de la Sociedad Uruguaya de Ciencias del Suelo, 6-8 Agosto de 2014, Colonia del Sacramento, Uruguay. Intensificando el conocimiento del suelo y medioambiente para producir más y mejor; presentaciones expótesis: propiedades físicas químicas biológicas. Montevideo: SUCS. pp. 24.
- SADRAS VA, GARRY J, O'LEARY, ROGET DK.** 2005. Crop responses to compacted soil: capture and efficiency in the use of water and radiation. *Field Crops Research*, 91: 131-148.
- SIRI-PRIETO G, REEVES DW, RAPER RL.** 2007. Tillage systems for a cotton-peanut rotation with winter-annual grazing: Impacts on soil carbon, nitrogen and physical properties. *Soil and Tillage Research*, 96: 260-268.
- VAZQUEZ L, MYHRE DL, GALLAHER RN, HANLON EA, PORTIER KM.** 1989. Soil compaction associated with tillage treatments for soybean. *Soil and Tillage Research*, 13 (1): 35-45.
- VOORHEES WB.** 2000. Long-term effect of subsoil compaction on yield of maize. En: Horn R, van den Akker JH, Arvidsson J. [Eds.], *Subsoil Compaction: Distribution, Processes and Consequences*. Catena-Verlag. 462p.

El sistema agrícola bajo amenaza: ¿qué aportan los cultivos de cobertura y/o las pasturas cortas?

J. Sawchik¹, G. Siri², W. Ayala³, E. Barrios³,
M. Bustamante², M. Ceriani², F. Gutiérrez¹,
J. Mosqueira², C. Otaño¹, M. Pérez²,
G. Piñeiro⁴, P. Pinto⁴, J. Terra³, R. Zarza¹

INTRODUCCIÓN

En nuestro país, al igual que en toda la región, se verifica la ocurrencia de dos procesos simultáneos que han determinado un aumento global del área agrícola. Estos procesos se pueden dividir básicamente en: a) expansión del área agrícola, es decir, ingreso de áreas pastoriles o ganaderas a esquemas agrícolas y b) intensificación agrícola, esto es, la realización de un mayor número de cultivos por unidad de superficie. En particular, el incremento del área agrícola ha sido sostenido desde la zafra 2002-2003, y tiene al cultivo de soja como protagonista principal de esta expansión. Así, el área sembrada con este cultivo ha tenido un crecimiento explosivo, pasando de 9.000 ha en 1998 a cerca de 1.300.000 ha en 2014 (DIEA-MGAP, 2014). En ese marco, la soja presenta una muy alta participación porcentual (más del 85%) entre los cultivos de verano y más que duplica el área total de cultivos de invierno para grano.

La simplificación de los sistemas de producción, que tienden a la agricultura continua con un diseño de baja diversidad de cultivos y alta frecuencia de

soja, genera desafíos importantes para la sustentabilidad de los sistemas agrícolas del país. Durante buena parte del siglo XX los sistemas agrícola ganaderos de Uruguay se basaron en rotaciones de cultivos anuales con pasturas perennes en proporciones casi equivalentes (Morón y Sawchik 2002; Ernst y Siri-Prieto, 2009). Este sistema de rotación, que alterna una fase agrícola de 2 o 3 años con una fase de pradera pastoreada de 3 a 4 años, ha demostrado sus bondades desde varios puntos de vista: el control de la erosión, las entradas de Carbono (C) y Nitrógeno (N) al sistema, la adecuada complementación de rubros, entre otros. La adopción generalizada del actual esquema agrícola de producción plantea interrogantes sobre la sustentabilidad del recurso suelo, sus impactos en el recurso agua y la aparición de otros problemas como la degradación física de los suelos. En esencia, son de particular preocupación los balances negativos de C y N y la falta de cobertura sobre el suelo en determinados períodos del año. Es necesario, entonces, trabajar en alternativas que diversifiquen el sistema, mejoren o aumenten la entrada de C y N al mismo,

¹INIA La Estanzuela.

²Facultad de Agronomía, Udelar.

³INIA Treinta y Tres.

⁴Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires.



y reduzcan al máximo los períodos en los que el suelo se encuentra con baja cobertura por residuos, y por tanto, más susceptible a los procesos de erosión.

Paralelamente Uruguay ha implementado, dentro de sus políticas públicas, el desarrollo y aplicación de los Planes de Uso y Manejo del Suelo con el objetivo de reducir o mitigar el principal problema ambiental de nuestro país: la erosión de suelos. En este marco es necesario brindar nuevas alternativas para el diseño de los sistemas agrícolas. Las mismas tienen que guardar estrecha relación con la aptitud de uso de los suelos, pero necesariamente deben tomar en cuenta todos los problemas mencionados anteriormente.

Del análisis de los actuales sistemas de producción agrícola, se desprende que es necesario trabajar en el diseño de alternativas que mejoren los aspectos ya reseñados. En ese marco, la inclusión de cultivos de cobertura (CC) o, en un esquema más agrícola-ganadero, la rotación con pasturas cortas, parecen ser alternativas viables para construir sistemas agrícolas o agrícola-ganaderos que detengan el deterioro físico, químico y biológico del recurso suelo, manteniendo los márgenes de los cultivos de renta. Los cultivos de cobertura son aquellos que se siembran específicamente para mantener el suelo cubierto, minimizando las pérdidas de suelo por erosión, y la pérdida de nutrientes en sedimentos o por lavado (Ernst, 2004). Además pueden mejorar el balance de C del suelo mediante su aporte de C por la parte aérea y raíces. En el caso de incorporar leguminosas se pretende, además, lograr un ingreso adicional de N al sistema.

En un sistema agrícola con alta frecuencia del cultivo de soja puede esperarse que los niveles de materia orgánica (MO) en el suelo se reduzcan debido al escaso retorno de residuos de fácil descomposición. Por otra parte, la alta

exportación de N en el grano determina la ocurrencia de balances negativos de este nutriente (Caviglia et al., 2010). Además, la baja cobertura de residuos puede incrementar el riesgo de erosión hídrica y afectar la estructura del suelo afectando la entrada de agua al sistema (Caviglia et al., 2010). En este sentido, la utilización de CC parece ser una alternativa para captar de manera más eficiente la radiación y el agua, así como aportar residuos vegetales frescos.

En este artículo se analizan las diferentes alternativas disponibles, su posible manejo en base a la investigación nacional y se discuten sus implicancias en el diseño de los sistemas de producción.

UBICACIÓN DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA EN EL SISTEMA AGRÍCOLA

El esquema agrícola actual indica que el cultivo que tiene el mando de la rotación sea la soja. En este marco, el área actual de soja más que duplica la suma del área de los cultivos de invierno para grano (trigo, cebada, colza). Esto determina que durante la secuencia agrícola, se generen períodos de barbecho largos, con alto riesgo de erosión entre cultivos de verano y más precisamente entre la cosecha de los cultivos de soja de segunda y la soja o maíz de primera. Surge entonces, que el principal problema a solucionar en el corto plazo, es la generación de cobertura rápida, durante el invierno, para proteger al suelo del efecto de la gota de lluvia. Es este entonces, desde el punto de vista del control de la erosión, el período más indicado para colocar un CC. Es una mirada parcial del problema, que no atiende o atiende parcialmente, a los otros aspectos de dinámica de nutrientes como la degradación física o falta de N en el sistema. Sin embargo, sí es importante conocer de qué especies disponemos y

cuál es su manejo, para que esta cobertura sea efectiva y tenga beneficios secundarios en las propiedades del suelo y dinámica de agua, sin afectar el cultivo de renta.

Alternativas a ser utilizadas como cultivos de cobertura y su manejo

El uso de CC, para mejorar biológicamente estados estructurales del suelo bajo siembra directa continua, es de amplio uso en el sur de Brasil y en Paraguay (Sasal y Andriulo, 2005). En términos generales, los CC tienen un impacto positivo sobre el control de la erosión cuando no hay período de cultivo, inmovilizan nutrientes solubles previniendo su lixiviación, agregan MO, y mejoran la agregación, entre otros aspectos (Sasal y Andriulo, 2005). Es importante considerar que el concepto amplio de CC engloba otros términos o definiciones como abonos verdes, o cultivos trampa. En el primer caso, en general, se utilizan leguminosas que fijan N y proveen entonces una fuente de N orgánico al sistema. Los cultivos trampa, por su parte, se introducen en los sistemas agrícolas en los períodos de barbecho para tomar nutrientes, en especial N, que de otra manera se pueden perder del sistema (Kaspar y Singer, 2011). En especial el uso de CC se ha extendido en los últimos años en Estados Unidos con un objetivo claramente ambiental de capturar nutrientes durante el período de barbecho y así disminuir los problemas de contaminación difusa.

En términos generales, las especies de CC más utilizadas en nuestro país, son gramíneas anuales (avena o rai-grás), reconocidas por su precocidad o por poseer altas tasas de crecimiento durante el invierno. Por otra parte, el empleo de leguminosas anuales o especies del género *Raphanus* ha sido menos relevante. En este sentido, cabe

señalar, que todos ellos poseen atributos y funciones diferenciales que deben conocerse para saber cuál podrá ser su impacto en el sistema.

En ese marco y en los últimos años, los esfuerzos de la investigación nacional se han dirigido a conocer el potencial de producción de diferentes especies de CC en diferentes ambientes. Por otro lado, se ha enfatizado en aspectos de manejo relevantes para estas especies: época y método de siembra, momento de supresión, impactos en la disponibilidad de agua y nutrientes e impactos sobre el cultivo de renta. Para un mejor análisis de la información presentaremos los resultados obtenidos según regiones.

PRODUCCIÓN Y MANEJO DE CULTIVOS DE COBERTURA EN LA ZONA ESTE

En primer lugar se presentan resultados de una serie de experimentos llevados a cabo por INIA Treinta y Tres en la zona de Lomadas del Este (cuadro 1). En esta región los rendimientos de los cultivos de invierno para grano son muy variables y la aptitud de los suelos para cultivos como trigo es baja. Por tanto, aun cuando en la mayor parte de los ambientes edáficos de esta región la agricultura solo es viable en rotación con pasturas, dentro de la fase agrícola es necesario incluir CC, esto es, se requiere intensificar la fase de cultivos. En estos experimentos se compararon los métodos de siembra al voleo (pre-cosecha de la soja) y en líneas para una serie de CC. Las fechas de siembra utilizadas fueron: año 2012, voleo 26/4, líneas 9/5; año 2013, voleo 10/4, líneas 13/6; y año 2014, voleo 4/4 y líneas 15/5. Por su parte, la fecha de supresión varió entre años pero se realizó al menos 45 días antes de la siembra del cultivo de soja posterior.

Cuadro 1. Producción acumulada de forraje (MS especie pura, kg.ha⁻¹) de los cultivos de cobertura para dos métodos de siembra, evaluados en la Unidad Experimental Palo a Pique para las zafas 2012-2013, 2013-2014 y 2014-2015 (Barrios et al., 2015).

Cultivos de cobertura	2012-2013	2013-2014		2014-2015	
	Promedio (voleo-línea)	Voleo	Líneas	Voleo	Líneas
<i>Raphanus sativus</i> Brutus	8557 a	3942 bcde	2304 fghij	2140 cdef	1648 efghi
<i>Raphanus sativus</i> Reset	6236 b	4286 bc	2577 fghi	1060 k	1177 hijk
<i>Raphanus sativus</i> CCS-779	6194 b	4020 bcd	2825 efgh	1016 k	1608 efghijk
<i>Lolium multiflorum</i> INIA Cetus	5381 bc	4667 b	2101 fghij	2971 a	1833 defghij
<i>Avena strigosa</i> CALPROSE Azabache	8885 a	4531 bc	2293 defg	2451 abcd	3172 a
<i>Trifolium vesiculosum</i> Sagit (Glencoe EC1)	2782 de	2222 fghij	1462 ij	1822 defghij	1923 defghi
<i>Vicia sativa</i> Barril	2508 e	3397 cdef	1825 hij	2075 cdefg	--
<i>Vicia villosa</i> Amoreira	--	--	--	--	2728 abc
<i>Trifolium resupinatum</i> LE 90-33	3282 de	1881 fghij	1360 ij	1571 efghijk	1715 efghij
<i>Lupinus luteus</i> Cárdiga	7581	7281 a	2088 fghij	2637	4081
<i>Lupinus luteus</i> Mister	--	--	--	1148	1243
<i>Trifolium alexandrinum</i> INIA Calipso	4246 cd	2896 defgh	2346 fghij	2019 cdefgh	2879 ab
<i>Trifolium subterraneum</i>	2320 e	2261 fghij	1908 fghij	1077 jk	1084 ijk
Testigo sucio	2709 de	1848 fghij	1608 ij	2107 cdefg	1923 defghi
Al voleo	4996	3621		1849	
En línea	4659		2058		1989
Método de siembra (p)	0,3188	<0,0001		0,2147	
Especie (p)	<0,0001	<0,0001		<,0001	
Método de siembra x especie (p)	0,6613	<0,0001		0,0079	

Nota: No se incluyó en el análisis a *Lupinus luteus* en 2012-2013 ni en 2014-2015. En la zafa 2012-2013 el cultivar de *Trifolium subterraneum* usado fue Goulburn y en 2013-2014 Bindoon. Letras diferentes muestran diferencias significativas entre cultivos de cobertura dentro de cada zafa (MDS 5%).

En el primer año, la producción de forraje acumulada de los CC al 25/9/2012 no mostró diferencias significativas entre métodos de siembra, aunque sí se detectaron diferencias entre los materiales evaluados, por otro lado, la interacción método por especie no resultó significativa. Los materiales más productivos resultaron ser *Raphanus sativus* Brutus y *Avena strigosa* Calprose Azabache, superando las 8 toneladas de MS en el período considerado (Terra et al., 2013).

En el segundo año se registró, para la producción de forraje acumulada al 2/10/2013, una interacción significativa ($p<0,0001$) método por especie, por lo que la información se presenta desagregada para cada método (cuadro 1).

En promedio, la siembra al voleo fue 76% superior a la siembra en líneas, asociado esto a las condiciones climáticas propias de la época del año, que determinaron un retraso en la siembra en líneas, que afectó el rendimiento al momento de eliminar la cobertura. La producción de lupino resultó destacada en siembra al voleo y muy superior a la siembra en líneas, lo que refuerza la importancia de la época en que se siembra esta especie para lograr altas acumulaciones de forraje. Los materiales del género *Raphanus* así como avena y raigrás mostraron un comportamiento destacado. En general se observó un comportamiento aceptable de todos los materiales en



siembras al voleo. El hecho de esperar a cosechar para luego realizar una siembra directa no resulta una ventaja productiva, sumado al incremento en costos que esta técnica implica y la oportunidad limitada en fechas de siembra tempranas en el caso de otoños lluviosos.

De la misma manera que en el segundo, en el tercer año de evaluación, se registró, para la producción de forraje acumulada al 24/9/2014, una interacción método por especie significativa ($p=0,0079$), por lo que la información se presenta desagregada por método (cuadro 1). En general, los rendimientos fueron los más bajos en la serie de años evaluada; en la siembra al voleo se destacan el comportamiento de rai-grás y avena y para la siembra en líneas avena, *Vicia villosa* y *Trifolium alexandrinum*. Los resultados observados para los cultivares de lupino, muestran en forma preliminar, diferencias importantes en producción a favor del cultivar Cárdiga (Barrios et al., 2015).

PRODUCCIÓN Y MANEJO DE CULTIVOS DE COBERTURA EN EL LITORAL SUR

En los esquemas de producción agrícola de esta región, los principales pro-

blemas a solucionar, además de la falta de cobertura invernal (cuando se saltea el cultivo de invierno para grano), son el balance negativo y el escaso aporte de N de los suelos por la secuencia dominante, y los problemas de degradación física superficial y sub-superficial. Durante el año 2012 se instaló en INIA La Estanzuela un experimento en el que se incluían como variables de estudio diferentes especies de CC y dos momentos de supresión del CC (temprano o barbecho largo y tardío o barbecho corto), en el marco de una secuencia soja-soja. El método de siembra fue en líneas en 2012 y al voleo pre-cosecha de la soja en 2013 y 2014. Las especies y densidades de siembra correspondientes se presentan en el cuadro 2.

Las fechas de siembra utilizadas fueron: año 2012, 3 de abril; año 2013, 18 de abril; año 2014, 28 de abril. La fecha de supresión temprana (barbecho largo) se realizó a fin de agosto-primer década de setiembre, mientras que la fecha de supresión tardía se realizó entre el 5 y el 15 de octubre. La producción acumulada de forraje para los años evaluados se presenta en el cuadro 3.

Existió una gran variabilidad en el potencial de rendimiento de los CC, con implantación más pobre en los años 2013 y 2014 (siembras al voleo). Si las

Cuadro 2. Especies, cultivares y densidades de siembra de las coberturas invernales utilizados en los tres años de evaluación en INIA La Estanzuela.

Especie	Cultivar	Densidad de siembra (kg.ha ⁻¹)
<i>Trifolium resupinatum</i>	LE 90-33	20
<i>Trifolium subterraneum</i>	Goulburn	15
<i>Trifolium alexandrinum</i>	Calipso	20
<i>Trifolium vesiculosum</i>	Sagit	15
<i>Vicia sativa</i>	Barril	50
<i>Avena sativa</i>	1095	80
<i>Lolium multiflorum</i>	Camaro	20
<i>Raphanus sativus</i>	Brutus	14
<i>Raphanus sativus</i>	Reset	14

En los años 2013 y 2014 el cultivar Reset fue sustituido por el cultivar CCS-779.

Cuadro 3. Producción de las diferentes coberturas invernales (kg MS.ha⁻¹) para los tres años de evaluación en INIA La Estanzuela y p-valor para cada variable analizada por año.

Cultivos de cobertura	2012		2013		2014	
	Temp.	Tard.	Temp.	Tard.	Temp.	Tard.
<i>Trifolium resupinatum</i> LE 90-33	4081	6176	869	2635	1745	1583
<i>Trifolium subterraneum</i> Goulburn	----	2616	----	3047	----	3258
<i>Trifolium alexandrinum</i> Calipso	4565	5725	968	4059	2319	1947
<i>Trifolium vesiculosum</i> Sagit	3512	6042	765	3785	1049	2878
<i>Vicia sativa</i> Barril	3076	4381	2420	4148	3888	3420
<i>Avena sativa</i> 1095	5593	6861	3028	4808	1367	2095
<i>Lolium multiflorum</i> Camaro	2934	3906	1623	4554	2133	2514
<i>Raphanus sativus</i> Brutus	5140	6932	3141	5392	1910	1694
<i>Raphanus sativus</i> Reset	3226	4701	3512	4828	3272	2943
Testigo limpio	----	----	----	----	----	-
Especie(p)	0,0561	0,0755	0,0004	0,2857	0,0001	0,0095
Inicio de barbecho(p)	0,0042		<0,0001		0,3261	
Especie x Inicio de barbecho(p)	0,9828		0,7635		0,0382	

Nota: Temp: momento de supresión temprana; Tard: momento de supresión tardío. En los años 2013 y 2014 el cultivar Reset fue sustituido por el cv. CCS-779.

condiciones de humedad y cobertura, por las hojas del cultivo de soja, no son las más adecuadas, este manejo, más fácil de llevar a la práctica, no logra excelentes condiciones de implantación. En general, se destaca la mayor producción temprana de avena, y cultivares de *Raphanus* ($p < 0,05$). Esto es más claro en los tratamientos de supresión temprana (barbecho largo), pues estas especies tienen una mayor tasa de crecimiento invernal en comparación con las leguminosas anuales. En el mismo sentido, algunas especies de leguminosas anuales tuvieron rendimientos comparables con las gramíneas y los cultivares de *Raphanus*, con aceptables tasas de crecimiento invernales. También en términos generales, el crecimiento suplementario durante el mes de setiembre, para los barbechos tardíos, permitió que las leguminosas exploraran un mayor potencial de rendimiento, lo cual es esperable por su tipo de crecimiento. Esto determina que en un objetivo de cobertura rápida del suelo, avena y

los cultivares de *Raphanus* presentan ventajas sobre el resto de las especies. Es destacable el comportamiento de *Vicia sativa*, que dentro de las leguminosas presenta la mayor tasa de crecimiento invernal. Para el resto de las leguminosas, es necesario utilizar fechas de supresión tardías, para aprovechar el aumento en las tasas de crecimiento durante el mes de setiembre. En el caso del trébol subterráneo, su lógica de incorporación al sistema es diferente, en tanto es de lenta implantación pero de ciclo más largo, por lo que la lógica aquí es introducirla pensando en resiembra naturales durante la secuencia agrícola. El método de siembra no era una variable bajo estudio, pero claramente la siembra en líneas determina siembras más tardías que pueden perjudicar en mayor medida a las leguminosas. Parece clave lograr implantaciones con buena humedad y cobertura por las hojas de la soja no más allá del 15 de abril. Por tanto, para que el sistema funcione en la rotación debe también elegirse



adecuadamente la época de siembra y el ciclo o grupo de madurez del cultivo de soja previo.

Como complemento a estos trabajos, y desde 2012, se condujo en INIA La Estanzuela un amplio «screening» de leguminosas anuales para su utilización como CC en los sistemas agrícolas. De este primer screening se seleccionaron especies candidatas y se establecieron en 2013 y 2014 experimentos de épocas de siembra (marzo, abril y mayo) evaluando la acumulación de materia seca (MS), el contenido de N del forraje y una estimación del N proveniente de la FBN (fijación biológica de N) (datos no presentados). Se presentan los datos de producción de 2014 para dos series de experimentos, en los que las leguminosas se separaron según su porte y hábito de crecimiento (figuras 1 y 2). Se eligieron trébol rojo y trébol alejandrino como testigos ya que el volu-

men de información disponible sobre estas especies es importante.

En estos experimentos sembrados en línea las mayores acumulaciones de forraje se produjeron en las siembras de marzo y abril, luego de esa fecha y para casi todas las especies la producción cayó en siembras de mayo, lo cual determinaría la baja eficacia de una siembra tan tardía. Los registros de FBN en estas especies son variables, destacándose los altos porcentajes en aquellas especies en los que se ha venido trabajando en mejoramiento genético desde hace años (datos no presentados). Por lo tanto, la siembra en el eje del 15 de abril determinaría producciones muy aceptables de estas leguminosas, siempre teniendo en cuenta que, en general, son especies de menor tasa de crecimiento invernal que las gramíneas (en particular avenas) y los cultivares de *Raphanus*.

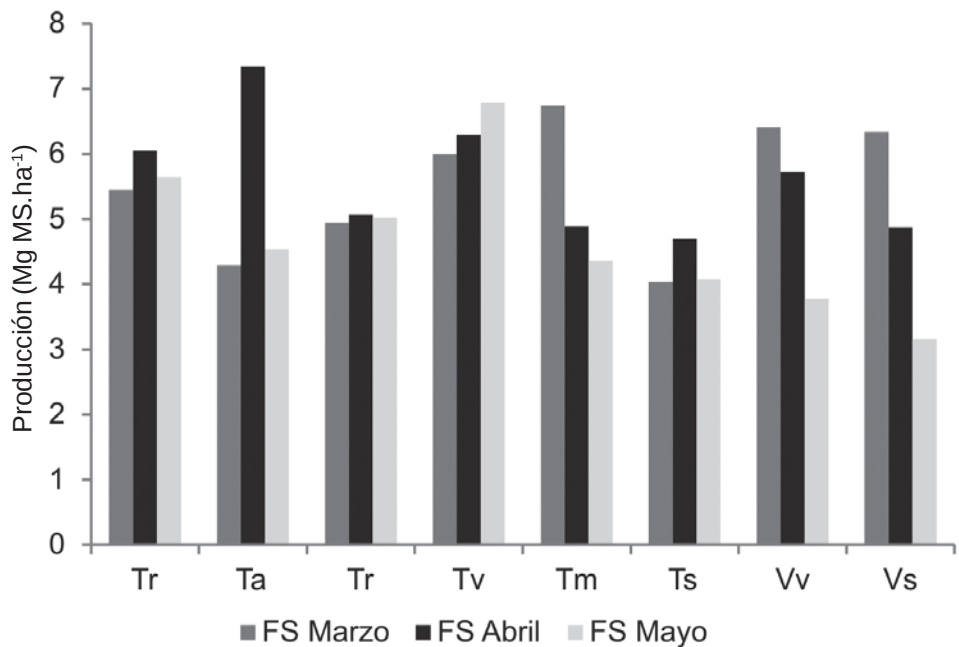


Figura 1. Acumulación de materia seca (medida al 17 de setiembre en fecha de siembra (FS) de marzo y abril; 16 de octubre en FS de mayo) de diferentes leguminosas anuales en 3 épocas de siembra (26 de marzo, 15 de abril y 30 de mayo) en 2014. Referencias: TR: Trébol rojo LE 116, Ta: *Trifolium alexandrinum*, Tr: *Trifolium resupinatum*, Tv: *Trifolium vesiculosum*, Tm: *Trifolium michelianum*, Ts: *Trifolium subterraneum*, Vv: *Vicia villosa*, Vs: *Vicia sativa*.

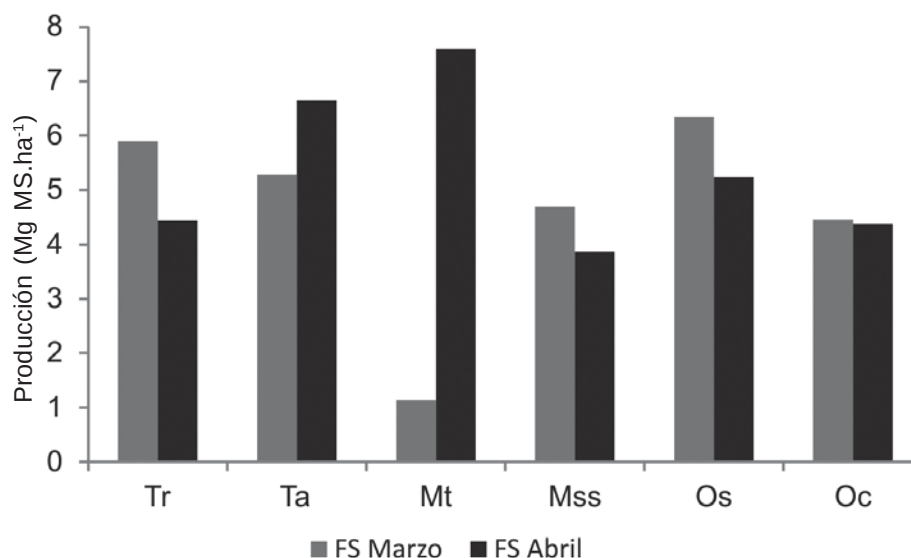


Figura 2. Acumulación de materia seca (medida al 17 de setiembre) de diferentes leguminosas anuales en 2 fechas de siembra (FS) (26 de marzo y 15 de abril) en 2014. Referencias: Tr: Trébol rojo LE116, Ta: *Trifolium alexandrinum*, Mt: *Medicago truncatula*, Mss: *Medicago scutellata sava*, Os: *Ornithopus sativus*, Op: *Ornithopus compressus*.

EL APORTE DE NITRÓGENO AL SISTEMA

En los experimentos realizados en el Este y Litoral Sur, se efectuaron determinaciones de N en planta para evaluar la potencial entrada de este nutriente al

sistema por la parte aérea. Asimismo se obtuvieron valores de contenido de N en las raíces (datos no presentados), por la importancia del sistema radical en la construcción de materia orgánica del suelo (MOS). A manera de ejemplo se presentan datos de los experimentos de INIA Treinta y Tres (cuadro 4).

Cuadro 4. Aporte del cultivo de cobertura (materia seca y nitrógeno) al momento de la supresión del cultivo de cobertura en INIA Treinta y Tres (año 2012).

Tratamiento	Aporte del cultivo de cobertura		
	MS (kg.ha ⁻¹)	N en forraje (%)	N (kg.ha ⁻¹)
<i>Trifolium resupinatum</i> LE 90-33	3282	3,83	126
<i>Trifolium subterraneum</i> Goulburn	2320	3,75	87
<i>Trifolium alexandrinum</i> Calipso	4246	3,54	150
<i>Trifolium vesiculosum</i> Sagit	2782	4,06	113
<i>Vicia sativa</i> Barril	2508	3,24	81
<i>Avena strigosa</i> Azabache	8885	1,92	171
<i>Lolium multiflorum</i> Cetus	5381	2,18	117
<i>Raphanus sativus</i> Brutus	8557	1,63	139
<i>Raphanus sativus</i> Reset	6236	1,63	102
<i>Raphanus sativus</i> CCS-779	6194	1,63	101
<i>Lupinus luteus</i> Cardiga	7581	3,24	246

El momento de supresión a fecha fija introduce un sesgo en la cantidad de N que puede entrar al sistema, debido a la variación en estadios fenológicos de las diferentes especies. Sin embargo, las cantidades son importantes por la cantidad de MS producida o por el propio contenido de N del forraje. A su vez, no están considerados aquí las entradas de N vía raíces. En todo caso, hay que recordar que las leguminosas van a tomar parte del N que requieren del suelo y el resto de la FBN. Los resultados preliminares (datos no mostrados) muestran una importante variabilidad en la FBN de las diferentes especies evaluadas, lo que determina la necesidad de profundizar los trabajos en rizobiología para muchas de estas especies.

La literatura nacional e internacional coincide en los aspectos de calidad del forraje (relación C/N, contenido de lignina, polifenoles, entre otros) que afectan, junto a la temperatura y la humedad, la descomposición y mineralización de N de los CC. En general, también coinciden en que el principal beneficio de los abonos verdes o leguminosas anuales es aumentar el N orgánico del suelo, más que la propia residualidad hacia el siguiente cultivo. Datos nacionales muestran también que hay un desfase entre la oferta de N por el abono verde y la demanda por el cultivo siguiente (Ernst, 2004), comúnmente denominada asincronía. Así, la recuperación aparente de N por una gramínea posterior es relativamente baja. En esquemas de producción, como los sistemas agrícolas de Uruguay, donde la cabeza de rotación es la soja, la incorporación de leguminosas anuales jugaría el rol de neutralizar parte del balance negativo de N que tiene el sistema, a través de una mayor incorporación al pool de N lábil.

PRODUCCIÓN Y MANEJO DE CULTIVOS DE COBERTURA EN EL LITORAL NORTE

Los trabajos realizados en esta región se han enfocado en los impactos de los CC en el corto y mediano-largo plazo en el sistema. En este sentido se llevó a cabo un experimento en la EEMAC (Paysandú), durante tres años (2004-2006) en el que se determinó el efecto de diferentes fechas de terminación del raigrás (inicio del barbecho) y tres grupos de madurez de soja, sobre el contenido de agua del suelo durante todo el ciclo y los rendimientos de soja. Para ello se utilizaron cuatro fechas de inicio del barbecho (0, 20, 40 y 60 días antes de la siembra de soja) y los grupos de madurez de soja incluidos fueron corto, medio y largo (IV, VI y VIII, respectivamente).

En el año 2004 se obtuvieron los mayores rendimientos en materia seca, debido a excelentes condiciones ambientales (temperatura y precipitaciones), comparado a los otros dos años (figura 3). Por otro lado, en el año 2006, solamente en el tratamiento en el que se dejó crecer el raigrás hasta la fecha de siembra de la soja (31 de octubre; tratamiento 0 largo de barbecho) se obtuvo una productividad mayor a 2 Mg.ha⁻¹, con los demás tratamientos se obtuvieron valores por debajo de 1 Mg.ha⁻¹. Estas diferentes productividades del raigrás afectaron directamente los niveles de agua que se pudieron almacenar en el suelo (figuras 4 y 5).

Como se muestra en la figura 4, en el día 260 del año 2004 el tratamiento de 60 días de barbecho presentaba desde hacía 20 días una cobertura de raigrás sin crecimiento por acción del herbicida; de esta forma pudo comen-

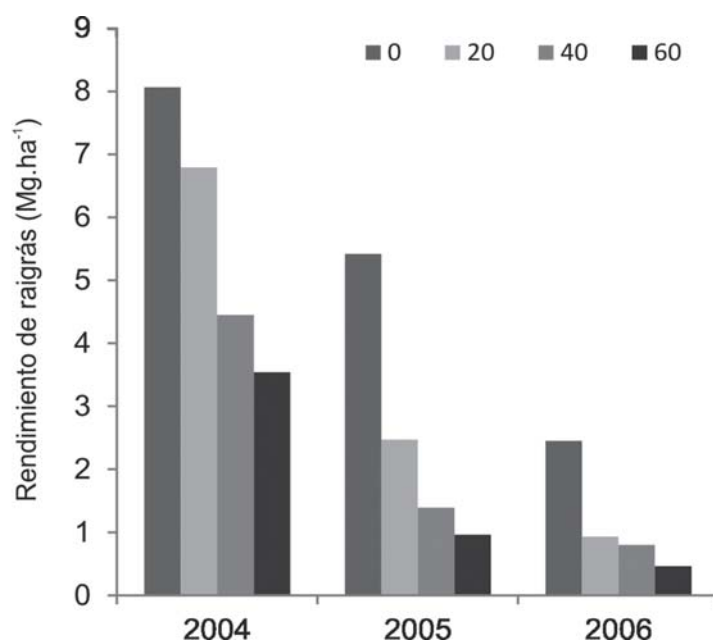


Figura 3. Producción de materia seca del raigrás según manejo del largo de barbecho (0, 20, 40 y 60 días) en tres años de evaluación (EEMAC 2004-2006).

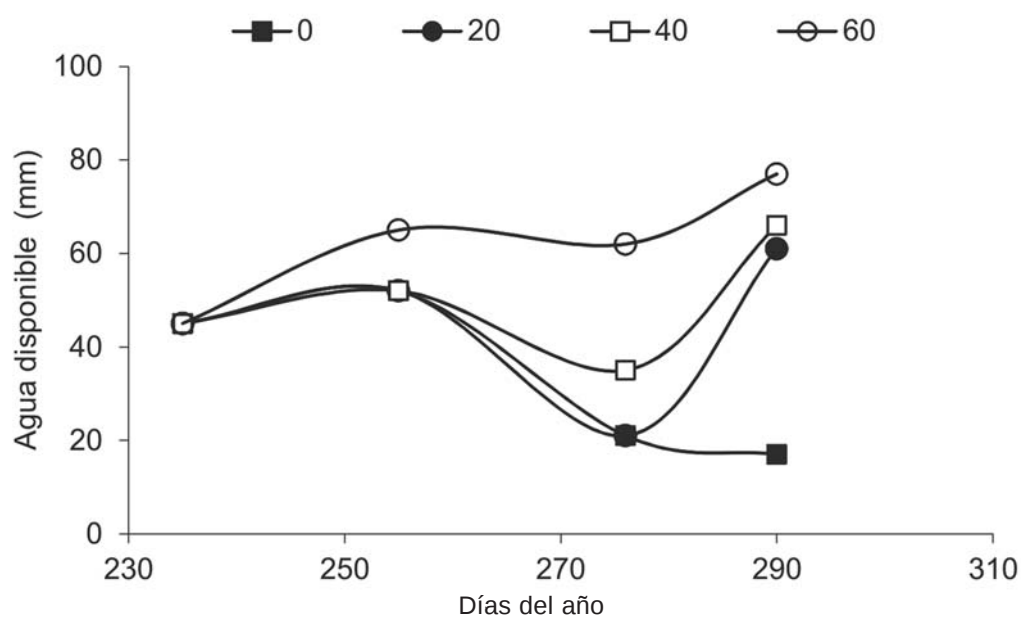


Figura 4. Contenido de agua disponible del perfil del suelo (0 a 70 cm de profundidad) en 2004 según período de barbecho (0, 20, 40 y 60 días) para el cultivo de cobertura raigrás durante la primavera (EEMAC 2004).

zar a recargar el perfil alcanzando a tener 68 mm de agua disponible (AD). Durante ese período las precipitaciones fueron de 40 mm, por lo que el balance entre el agua consumida por la cobertura y el agua aportada por la lluvia fue positivo, como lo muestra el incremento de agua disponible (de 45 a 52 mm en los otros tres tratamientos). Cuando se inició el barbecho de 20 días (DDA 280), el mayor contenido de AD lo seguía teniendo el tratamiento de 60 días con 66 mm, que en ese momento llevaba 40 días sin crecimiento vegetal. En cambio, los tratamientos de 20 y 0 días aún tenían el raigrás consumiendo agua y por esto presentaron el menor contenido de AD (21 mm).

El día de la siembra de soja (DDA 300), los tratamientos que presentaron más AD acumulada en el total del perfil de 0 a 70 cm de profundidad fueron el de 60, 40 y 20 días de barbecho, no existiendo diferencias significativas entre los mismos. Esto se debió a que no hubo pérdidas de agua por consumo de la cobertura, permitiendo una mayor recarga producida por las precipitaciones en el período de 20 días antes de la

siembra (60 mm). El caso en que la cobertura de raigrás se mantuvo creciendo hasta el día de la siembra (tratamiento 0 días), presentó la menor cantidad de AD en el total del perfil (18 mm), difiriendo significativamente ($P<0,10$) de los tres restantes períodos de barbecho. De acuerdo con Corak et al. (1991), una desventaja importante de la utilización de CC, es el uso del agua, ya que si no existe recarga del perfil durante el período de barbecho posterior, el cultivo de cobertura podría transformarse en una limitante para el cultivo de soja.

En 2005, no se encontraron diferencias en el contenido de agua en el suelo entre los tratamientos de largo de barbecho (figura 5), esto se debió a que las precipitaciones durante ese período superaron los 300 mm. Durante primavera muy lluviosas, donde se hace fácil la recarga de agua del suelo, el efecto de los largos de barbecho se minimizan. No ocurre lo mismo con la disponibilidad de N, donde el efecto de abundantes precipitaciones probablemente afecte de manera negativa la disponibilidad del nutriente (pérdidas por lavado, desnitrificación, etc.).

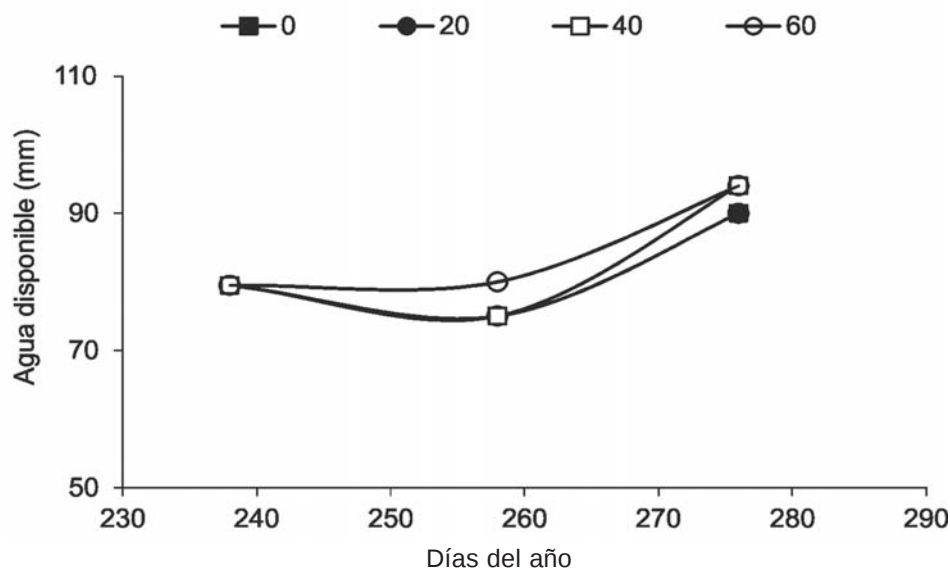


Figura 5. Contenido de agua disponible del perfil del suelo (0 a 70 cm de profundidad) en 2005, según período de barbecho (0, 20, 40 y 60 días) para el cultivo de cobertura raigrás durante la primavera (EEMAC 2005).

Por el contrario, en el ensayo realizado al año siguiente (2006; figura 6) los contenidos de agua disponible en el suelo fueron distintos dependiendo del largo de barbecho. Los tratamientos 20 y 0 días de barbecho presentaron los valores de agua disponible más bajos, resultando en valores por debajo de 20 mm.

Se encontró una interacción entre año evaluado, período de barbecho y grupo de madurez de soja. Para los tratamientos con 20 o más días de barbecho,

no se encontraron diferencias significativas en rendimiento en soja en los tres años evaluados (cuadro 5). Este efecto coincide en términos generales con los datos observados para las otras regiones (datos no presentados). Solamente el largo de barbecho 0 días, en el primer año de evaluación (2004) fue el que afectó drásticamente el rendimiento de soja en el grupo de madurez medio, no habiéndose encontrado diferencias con los otros grupos de madurez. Por lo tanto, esta información esta-

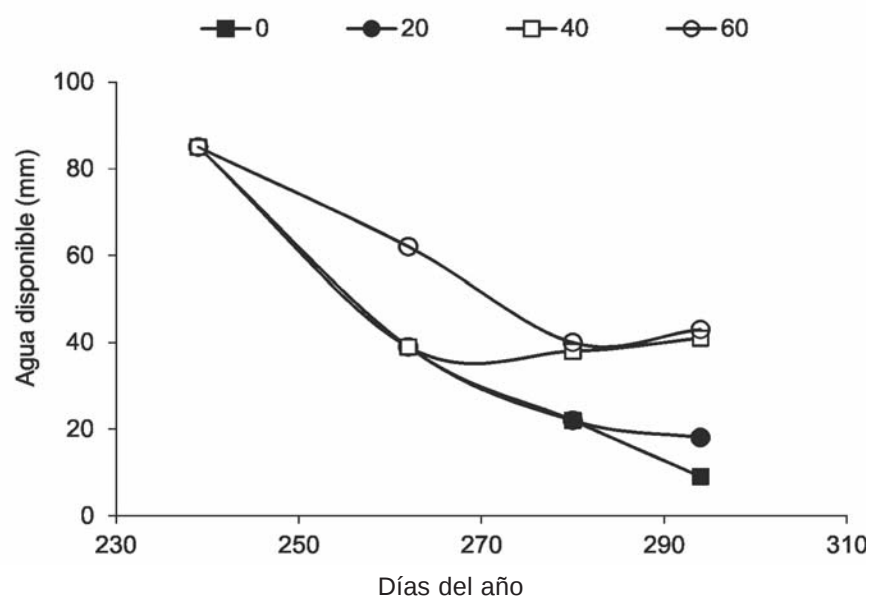


Figura 6. Contenido de agua disponible del perfil del suelo (0 a 70 cm de profundidad) en 2006 según período de barbecho (0, 20, 40 y 60 días) para el cultivo de cobertura raigrás durante la primavera (EEMAC 2006).

Cuadro 5. Rendimiento del cultivo de soja ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$) según largo del barbecho del cultivo de cobertura raigrás y grupo de madurez de soja en el ensayo en la EEMAC (2004-2006).

Largo de barbecho	2004			2005			2006		
	Corto	Medio	Largo	Corto	Medio	Largo	Corto	Medio	Largo
60	2,22	2,56	2,97	2,86	3,54	3,76	2,11	2,56	0
40	2,21	2,36	2,88	3,04	3,22	3,8	1,87	2,06	0
20	2,14	2,18	2,75	3,02	3,59	3,77	1,99	2,49	0
0	sd	1,53	2,52	sd	3,53	3,71	sd	2,42	0
	ns		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Sd: sin datos; ns: no significativo.

ría indicando que no son necesarios períodos de barbecho mayores a 20 días en soja, ya que este cultivo define el rendimiento muy adelante en su ciclo, y es poco afectado por las condiciones a la siembra del mismo (bajos valores de agua disponible, muy bajo N, etc.).

En la revisión de la información generada a nivel nacional hemos hecho énfasis en los siguientes aspectos: elección y producción de los CC (tasas de crecimiento, época de siembra), impactos de corto plazo en los cultivos de renta, impactos en la disponibilidad de agua y nutrientes.

En una mirada de más largo plazo haremos referencia a la información disponible a nivel nacional en experimentos de mayor duración para, además de los eventuales impactos en los cultivos de renta, dar una mirada a los efectos en las propiedades del suelo. Tomaremos como ejemplo dos experimentos que fueron instalados en el Litoral Norte (EEMAC-Paysandú) e INIA La Estanzuela (Colonia).

IMPACTOS DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA EN EL MEDIANO PLAZO

Diferentes cultivos de cobertura para maíz (EEMAC-Paysandú)

Se llevó a cabo un experimento para evaluar diferentes CC invernales y su efecto en algunas propiedades del suelo y en el rendimiento del cultivo de maíz, durante ocho años continuos en la EEMAC (Paysandú). El suelo se clasifica como Brunosol Éutrico Típico (MGAP, 1976) con una capacidad de retención de agua disponible de 100 mm en los primeros 60 cm de suelo. El experimento se inició sobre una pradera vieja. Las tratamientos de cobertura evaluados fueron: avena (*Avena sativa*

L.), raigrás anual (*Lolium multiflorum* L.), triticale (*Triticosecale wittmack*), trébol alejandrino (*T. alexandrinum*), arveja (*Pisum sativum* L.) y sin cobertura (barbecho limpio). Aunque la mayoría de los cultivos de maíz en Uruguay se siembran en setiembre, en este experimento la siembra se realizó a principios de noviembre, para dar oportunidad al crecimiento de los cultivos de cobertura invernales, de no hacerlo así, la evaluación de los CC no tendría sentido porque sólo tendrían un crecimiento de 2-3 meses.

La producción de MS fue muy afectada por el tipo de CC evaluado y por el año. Los CC que produjeron más MS fueron arveja, avena y triticale (cuadro 6). El año de mayor producción de MS fue 2008, siendo un 32% superior que el promedio de los otros años (2007, 2009 y 2010). El único CC gramínea que tuvo bajos valores de MS fue el raigrás, la bibliografía es concluyente sobre el hecho de que esta especie produce altas cantidades de biomasa al final del ciclo (primavera), por lo que la aplicación de herbicida a fines de setiembre no le permitió manifestar su alto potencial de producción de MS.

En los años 2007 y 2009 no hubo diferencias significativas en cuanto a agua disponible en el suelo (en los primeros 60 cm) entre los CC (cuadro 7). Estos dos años presentaron primaveras muy lluviosas (2007) o muy secas (2009) y se llegó a la siembra del cultivo de maíz con un buen nivel de agua acumulada o no. En los años donde sí hubo diferencias significativas (2008 y 2010), las precipitaciones fueron similares a la media de la estación (unos 100 mm por mes). Esto hace pensar que es posible encontrar, en la mitad de los años, un efecto negativo de los CC sobre las condiciones físicas y químicas del suelo a la siembra (agua y N).

Cuadro 6. Producción de materia seca (Mg.ha^{-1}) de los cultivos de cobertura evaluados para los primeros cuatro años en el ensayo de coberturas para el cultivo de maíz en la EEMAC (2007-2010).

Tratamiento	2007	2008	2009	2010	Media
Barbecho limpio	0,12	0,17	0,16	0,16	0,15
Avena	3,86	6,98	4,62	2,18	4,41
Triticale	3,30	4,57	4,94	2,09	3,72
Raigrás	3,06	3,85	1,92	1,81	2,66
T. alejandrino	2,66	2,79	1,49	2,82	2,44
Arveja	—	—	4,70	7,38	6,04
Media	2,60	3,67	2,97	2,73	—
MDS _{0,10} (CC)					0,65
MDS _{0,10} (CC × año)	0,53	0,83	0,98	0,76	

MDS: Mínima diferencia significativa.

Cuadro 7. Agua disponible en los primeros 60 cm del suelo (mm) a la siembra del maíz según cultivo de cobertura evaluado para los primeros cuatro años en el experimento de coberturas en la EEMAC (2010-2010).

Cultivos cobertura	2007	2008	2009	2010	Media
Barbecho limpio	70	57	13	59	50
Avena	66	33	19	38	39
Triticale	51	27	25	41	36
Raigrás	74	20	14	39	37
T. alejandrino	58	29	10	20	29
Arveja	—	—	8	42	25
Media	64	33	15	40	
MDS _{0,10} (CC)					14
MDS _{0,10} (CC × año)	ns	11	ns	13	

MDS: mínima diferencia significativa.

No se encontraron diferencias en el COS luego de 8 años de iniciado el experimento (cuadro 8). Analizando las entradas de C al sistema, las producciones mayores de materia seca de maíz se observaron en los tratamientos sin cultivo de cobertura o con la utilización de la arveja ($89,9$ y $91,6 \text{ Mg.ha}^{-1}$). Además, hubo un efecto positivo del agregado de N a V6 en el maíz, especialmente en los CC gramíneas (avena, raigrás y triticale), resultando en un incremento de producción de 50%. Si bien este efecto fue marcado en todos los tratamientos, en el barbecho limpio fue

donde se registró el menor incremento (24%).

La productividad de los CC fue alta, siendo los más productivos arveja, avena y triticale. Sumando todas las entradas de C, el tratamiento con la utilización de la arveja, presenta los mayores valores, siendo el barbecho limpio (sin CC) y alguna CC gramínea sin N la de menor valor. La pregunta que nos hacemos es ¿por qué en el tratamiento de arveja donde estimamos valores como entrada de C vía materia seca del entorno de 140 Mg.ha^{-1} en estos últimos ocho años, este gran volumen de bio-



Cuadro 8. Carbono orgánico del suelo (g.kg^{-1}) (0-20 cm profundidad) medido en mayo 2015 y producción estimada de biomasa aérea y radicular para el maíz y los diferentes CC (Mg.ha^{-1}) EEMAC, Paysandú (2007-2014).

CC	N	COS	Residuos maíz BA	Residuos maíz BR	Residuos CC BA	Residuos CC BR	Residuos totales
Barbecho	sin	16,5	63,8	8,5	0,0	0,0	72,3
Limpio	con	16,5	79,3	10,6	0,0	0,0	89,9
	sin	15,7	42,8	5,7	33,5	4,5	86,5
Avena	con	17,5	60,4	8,1	33,5	4,5	106,4
	sin	15,3	39,9	5,3	29,8	4,0	79,0
Triticale	con	16,5	58,2	7,8	29,8	4,0	99,7
	sin	15,7	42,8	5,7	20,8	2,8	72,1
Raigrás	con	18,4	66,8	8,9	20,8	2,8	99,3
	sin	17,1	55,1	7,3	20,0	9,1	91,5
T. alejandrino	con	15,8	71,8	9,6	20,0	9,1	110,5
	sin	16,5	61,6	8,2	33,6	15,3	118,7
Arveja	con	16,5	80,8	10,8	33,6	15,3	140,4
MDS _{0,10}		ns	7,9	1,3	5,6	4,2	14,2

Referencias: CC cultivo cobertura; COS carbono orgánico del suelo; BA biomasa aérea; BR biomasa radicular.
MDS: Mínima diferencia significativa.

masa no se ve reflejado en un aumento del COS? Una posible respuesta es que la biomasa producida en este sistema tiene un balance de C/N por debajo de 10, por lo que se puede pensar que es rápidamente mineralizado. Por el contrario, la biomasa producida por los CC gramíneas, tienen una relación C/N mayor a 10, y esto puede generar una MO más estable en el suelo en el mediano plazo.

El rendimiento de maíz en los primeros 4 años (2007-2010) mostró respuesta al agregado de N en V6 y a la presencia de CC, pero se encontró interacción entre CC y N (figura 7). Se encontró respuesta al agregado de N en el cultivo de maíz para todos los cultivos de cobertura evaluados, excepto para el caso de barbecho limpio (BI), donde este incremento no fue significativo. Como era de esperar, las respuestas mayores al agregado de N en V6 del maíz se lograron con CC gramíneas (avena, raigrás y triticale), que fueron

en promedio de 32%. En cambio el maíz sembrado sobre los CC leguminosas (T. alejandrino y arveja) tuvieron un impacto de 25%. Estas mayores respuestas al agregado de N en los CC gramíneas no llegaron a igualar los rendimientos logrados con los CC leguminosas y/o barbecho limpio. Sin la aplicación de N en el maíz, con el tratamiento sin CC (BI), se obtuvieron los mejores rendimientos, se puede inferir que los CC afectaron la disponibilidad de N en el corto plazo y que el potencial del suelo para liberar N no tendría limitaciones al venir de una chacra de alto potencial agrícola y de una pradera larga (más de 8 años; sin presencia de leguminosas).

En los últimos cuatro años del experimento (2011-2014; figura 8), las respuestas al agregado de N son aún más importantes que en el período anterior. Pero a diferencia de lo ocurrido en el período 2007-2010, no se encontró interacción entre CC y respuesta al agre-

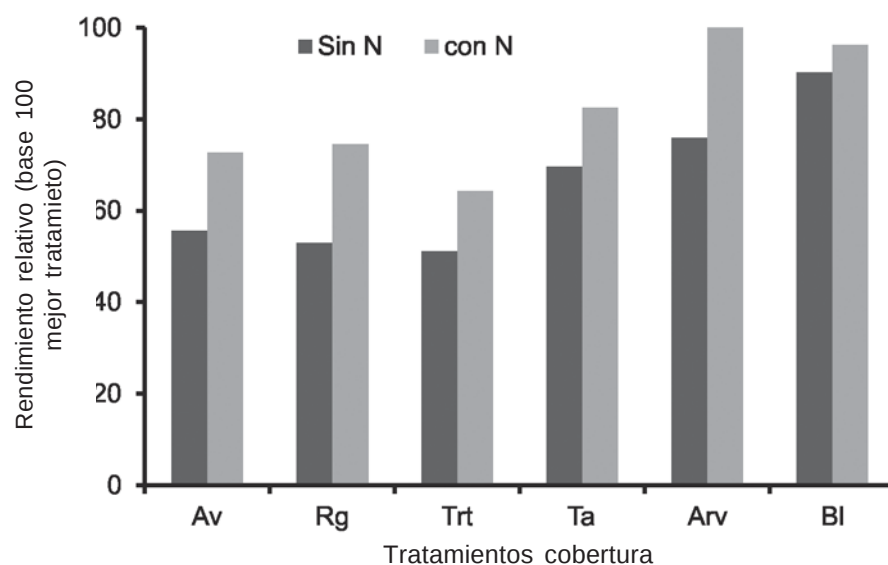


Figura 7. Rendimiento relativo del cultivo de maíz según CC utilizado, con o sin agregado de N a V6 (50 kg N.ha⁻¹) en los primeros 4 años de evaluación en el ensayo en la EEMAC (2007-2010). Referencias: Av: Avena, Rg: raigrás, Trt: Triticale, Ta: Trébol alejandrino, Arv: arveja, Bl: barbecho limpio.

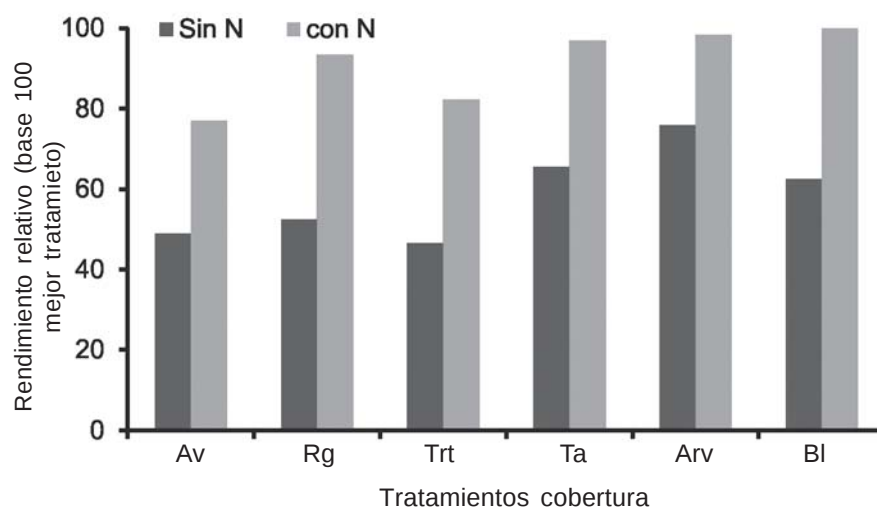


Figura 8. Rendimiento relativo del cultivo de maíz según CC utilizado, con o sin agregado de N a V6 (50 kg N.ha⁻¹) en los últimos 4 años de evaluación en el ensayo en la EEMAC (2011-2014). Referencias: Av: Avena, Rg: raigrás, Trt: Triticale, Ta: Trébol alejandrino, Arv: arveja, Bl: barbecho limpio.

gado de N. Esto se debió a que en el tratamiento sin cultivo de cobertura (Bl) hubo respuesta al agregado de N, siendo esta de 60%. Igualmente, los mayores impactos de aplicación de N en el maíz se dieron sobre los CC gramíneas (aumentaron un 71% con respecto a la

no aplicación de N). En cambio en los maíces sembrados sobre los CC leguminosas, este aumento fue de 39%. Comparando estos dos períodos, la respuesta al agregado de N en 2007-2010 fue en promedio de 25%, pero en este último período fue de casi 60%. Este



fuerte incremento de respuesta está indicando que luego de realizados 8 cultivos continuos con o sin CC en el invierno, el N del suelo se fue agotando lentamente, y más en situaciones donde no existe la posibilidad de la fijación biológica. Si bien en este experimento se realizaron CC leguminosas, estas por sí solas no parecen ser suficientes para mantener los niveles de N en el suelo, ya que también se vio un salto en la respuesta del maíz al agregado de N, de 25 a 39% (comparando 2007-2010 contra 2011-2014). Si bien el muestreo de suelo para N total fue realizado, al día de la fecha no se tiene todavía los resultados para confirmar lo anteriormente dicho (caída de N total luego de 8 años de agricultura continua).

Es decir, para los CC leguminosas anuales resulta claro que hay una asincronía entre la oferta y la demanda de N por el cultivo y en todo caso el input de N para el sistema no es suficiente para mantener este nutriente en el sistema.

Experimento cultivos de cobertura gramíneas en secuencia soja-soja (INIA La Estanzuela)

Este experimento comenzó en 2003 en INIA La Estanzuela, introduciendo CC invernales en una secuencia de soja continua. Se evaluaron tres tratamien-

tos de CC: raigrás anual (*L. multiflorum*), avena (*A. sativa*) y un tratamiento sin cultivo de cobertura (testigo limpio) y dos fechas de supresión: 30 días antes de la siembra (barbecho tardío) y 60 días antes de la siembra (barbecho temprano). Los detalles de este experimento han sido publicados previamente (Sawchik et al., 2012). A los efectos de este artículo seleccionaremos algunos datos que hacen énfasis en los impactos de la inclusión o no de CC en propiedades del suelo. Así en el cuadro 9 se presenta la información resumen de productividad de los CC para los diferentes tratamientos.

La producción de biomasa de avena fue mayor que la de raigrás ($p \leq 0,05$) en todas las estaciones de crecimiento analizadas. Las tasas de crecimiento de avena son mayores durante el otoño y temprano en el invierno mientras que el raigrás aumenta su tasa de crecimiento durante el invierno. Por su parte, la concentración de N en la planta fue siempre mayor en raigrás que en avena resultando en un residuo de más baja relación C: N (datos no presentados). Los impactos en las propiedades del suelo se han medido periódicamente y los resultados del muestreo realizados en el año 2012 se presentan en el cuadro 10.

La inclusión de CC invernales determinó una mayor concentración de COS y NT que el tratamiento testigo a la pro-

Cuadro 9. Producción de biomasa total aérea acumulada en siete estaciones de crecimiento (2004-2011) ($Mg.ha^{-1}$) en los diferentes tratamientos de cultivos de cobertura para el período 2004-2011. INIA La Estanzuela.

Cultivo de cobertura	Fecha de supresión	Mínimo	Máximo	Media	Total
Avena	Temprano	2,3	5,4	3,6	25,2
	Tardío	6,2	14,2	8,9	62,2
Raigrás anual	Temprano	1,2	5,7	2,8	19,8
	Tardío	5,4	12,1	7,5	39,3



Cuadro 10. Valores medios de variables de suelo a dos profundidades (0-7,5 y 7,5-15 cm) en diferentes tratamientos de cultivos de cobertura INIA La Estanzuela 2012.

Cultivo de cobertura	COS (g.kg ⁻¹)		NT (g.kg ⁻¹)		PMN (Mg.kg ⁻¹)	
	0-7,5 cm	7,5-15 cm	0-7,5 cm	7,5-15 cm	0-7,5 cm	7,5-15 cm
Avena	34,6a	20,7a	3,07a	1,91a	80a	19a
Raigrás	34,0a	20,7a	2,93a	2,03a	69ab	17a
Testigo	29,2b	19,7a	2,63b	1,90a	40b	11b

Números seguidos por la misma letra dentro de columnas son significativamente diferentes a $p \leq 0,05$ por el test de la mínima diferencia significativa. Referencias: COS: carbono orgánico del suelo; NT: Nitrógeno total; PMN: potencial de mineralización de N.

fundidad de 0-7,5 cm. El tratamiento con avena tuvo a su vez el mayor valor de potencial de mineralización (PMN) en ambas profundidades. De todas formas los valores absolutos de PMN se redujeron frente a muestreos previos. Esto puede deberse a dos factores: a) la alta extracción del cultivo de soja, pues la contribución de N por la FBN es insuficiente para compensar la exportación en el grano (Restovich et al., 2012); b) la aplicación de N a los cultivos de cobertura es insuficiente para revertir el balance negativo de N en la secuencia.

Por otro lado, el incremento en el COS del suelo puede haber influido en la mejora de ciertas propiedades físicas. La densidad aparente fue medida varias veces en este experimento y se pre-

sentan solamente los resultados del año 2012 (cuadro 11). Los tratamientos no tuvieron impacto en esta propiedad para ninguna de las profundidades evaluadas. Estudios previos en experimentos de mediana duración han mostrado efectos limitados de los CC en esta variable (Blanco-Caqui et al., 2011). Los CC tuvieron un efecto positivo en la generación de macroporos solamente en superficie (0-7,5 cm). Las tasas de infiltración en flujo saturado exhibieron una alta variabilidad, sin embargo, existió una clara tendencia a mayores tasas de infiltración ($p \leq 0,10$) bajo los tratamientos de CC en comparación con el testigo. Esto indicaría beneficios positivos en otras propiedades (porosidad, agregación del suelo) que afectan la dinámica de agua en el sistema.

Cuadro 11. Valores medios de propiedades físicas del suelo en distintos tratamientos de cultivos de cobertura evaluados en 2012 INIA La Estanzuela.

Cultivo de cobertura	Dap (g.cm ⁻³)		Macroporos (%)	Tasa de infiltración (mm.h ⁻¹)
	0-7,5 cm	7,5-15 cm	0-7-5 cm	
Avena	1,00a	1,28a	14,5a	9,6a
Raigrás	0,99a	1,25a	13,8a	8,3a
Testigo	1,06a	1,28a	11,1b	1,5b

Medias seguidas por la misma letra dentro de columnas son significativamente diferentes a $p \leq 0,05$ por el test de la mínima diferencia significativa. Dap: densidad aparente del suelo.

CONCLUSIONES GENERALES SOBRE EL USO DE CULTIVOS DE COBERTURA

- En términos generales, las gramíneas, y en especial la avena, poseen tasas de crecimiento iniciales más altas que las demás especies por lo que logran con mayor rapidez un importante efecto de cobertura del suelo.
- Es también importante el crecimiento inicial de los cultivares de *Raphanus*. Además esta especie cumple otras funciones (mayor partición a raíces) beneficiosas para el sistema.
- Las leguminosas anuales poseen una tasa de crecimiento más lenta desde el punto de vista de la cobertura del suelo, pero ingresan una importante cantidad de N al sistema.
- En general, y bajo nuestras condiciones, con fechas de supresión mayores a 20-25 días los CC no tienen impacto significativo en la disponibilidad de agua para el cultivo de renta siguiente.
- En general, con un buen manejo del CC, no se observan disminuciones en el rendimiento de los cultivos de renta.
- La inclusión de CC en los sistemas pueden incrementar el contenido de C de los suelos, en especial en superficie, pero esta práctica debe ser acompañada de un diseño integral del sistema agrícola o agrícola ganadero, esto, a su vez, puede afectar positivamente algunas propiedades hídricas que gobiernan la dinámica de agua en el suelo.

- Los CC pueden ser una parte del sistema agrícola, mitigando algunos de los problemas actuales, pero es necesario combinarlos en una secuencia que incorpore otro tipo de cultivos y/o pasturas.

¿QUÉ SUCEDE CON LAS PASTURAS CORTAS?

La inclusión de pasturas cortas (14-18 meses) en sistemas agrícolas o agrícola-ganaderos parece ser una alternativa para mejorar la sustentabilidad de los sistemas. En este sentido, la inclusión de leguminosas puras o mezclas cortas de gramíneas y leguminosas de alta producción brinda a priori las ventajas ya observadas en rotaciones de cultivos y pasturas. Aunque la inclusión de este tipo de pasturas debe definirse en un marco de mayor integración agricultura-ganadería, desde el punto de vista biológico es conocido el efecto beneficioso de introducir pasturas de corta duración en sistemas agrícolas. Así, la información obtenida en experimentos de largo plazo realizados en el país muestran la ventaja de incluir pasturas cortas de trébol rojo (18 meses) en rotaciones de cultivos (Morón y Sawchik, 2002). En este caso, con rotaciones agrícolas y pasturas cortas (67:33) se han logrado stocks de C y N similares a rotaciones equivalentes en tiempo de cultivos y pasturas (50:50). En este sentido, el concepto clave es cuándo o con qué frecuencia es necesario colocar ese tipo de pastura dentro del sistema agrícola actual, si logramos bajar en algo las necesidades crecientes de N en los cultivos de trigo subsiguientes, y, sobre todo, de qué manera se aprovecha el forraje extra generado en la nueva rotación o secuencia.



BIBLIOGRAFÍA

- BARRIOS E, AYALA W, MACEDO I, TERRA J.** 2015. ¿Qué opciones de cultivos de cobertura se disponen para integrar a los esquemas agrícolas en la Región Este? INIA Serie Actividades de difusión, 748: 13-16.
- BLANCO-CAQUI H, MIKHA MM, PRESLEY DR, CLAASEN MM.** 2011. Addition of cover crops enhances no-till potential for improving soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 75:1471-1482.
- CAVIGLIA O, NOVELLI L, GREGORITO VC, VAN POSTAL NV, MELCHIORI R.** 2010. Cultivos de cobertura como alternativa de intensificación sustentable en el centro-oeste de Entre Ríos. En: Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA [Ed] Actualización técnica. *Agricultura Sustentable*, 13-24.
- CORAK SJ, FRYE WW, SMITH MS.** 1991. Legume and nitrogen fertilizer effects on soil water and corn production. *Soil Science Society of America Journal*, 55: 1395-1400.
- DIEA-MGAP.** 2014. Anuario estadístico agropecuario. [En línea]. Consultado 10 setiembre 2015. Disponible en: <http://www.mgap.gub.uy/Diea/anterior/Anuario2014/Diea-Anuario%202014-Digital01.pdf>
- ERNST O.** 2004. Leguminosas como cultivo de cobertura. En: *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 21. 9p.
- ERNST O, SIRI-PRIETO G.** 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. *Soil and Tillage Research*, 105: 260-268.
- KASPAR TC, SINGER JW.** 2011. The use of cover crops to manage soil. En: Hatfield JL, Sauer TJ [Eds.]. *Soil Management: building a stable base for agriculture*. American Society of Agronomy: 321-337.
- MGAP.** 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. [En línea]. Consultado 10 setiembre 2015. Disponible en: <http://cebra.com.uy/renare/media/Carta-de-reconocimiento-de-Suelos-del-Uruguay-1.1.000.000-imprimir-A0.pdf>
- MORÓN A, SAWCHIK J.** 2002. Soil quality indicators in a long-term crop pasture rotation experiment in Uruguay. In: 17th World Congress of Soil Science, Symposium No. 32, Paper 1327. CD-ROM.
- RESTOVICH SB, ANDRIULO AE, PORTELA S.** 2012. Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crops Research*, 128: 62-70.
- SASAL MC, ANDRIULO A.** 2005. Cambios en la porosidad edáfica bajo siembra directa por la introducción de *Raphanus Sativus* L. (Nabo forrajero). *RIA*, 34:31-50.
- SASAL MC, ANDRIULO A, TABOADA M.** 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinean pampas. *Soil Tillage Research*, 87:9-18.
- SAWCHIK J, PÉREZ BIDEgain M, GARCÍA C.** 2012. Impact of winter cover crops on soil properties under soybean cropping systems. *Agrociencia*, 16 (nº especial): 288-293.
- TERRA J, AYALA W, CANTOU G, BARRIOS E, CARDOZO G.** 2013. Cultivos de cobertura en esquemas agrícolas: resultados preliminares. Serie actividades de difusión, 713. cap.9. 4p.

LAS POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN DE SUELOS

Olegario Muñiz
Miguel Taboada
Mariana Hill





La conservación y el mejoramiento de los suelos en Cuba

O. Muñiz Ugarte¹, D. Rodríguez Lozano²

RESUMEN

La Estrategia Ambiental Nacional identifica a la degradación de los suelos como el principal problema ambiental de Cuba. El 76,8% de la superficie agrícola del país está afectado por al menos un factor limitante de su productividad. Así, el 71% sufre algún grado de erosión y de ella, el 43% se califica entre fuerte y media; el 15% sufre de salinización; el 70% tiene bajo contenido de materia orgánica; el 24% presenta compactación; etc. Ante esta situación se estableció en el año 2000, el Programa Nacional de Mejoramiento y Conservación de Suelos (PNMCS), mediante el cual el estado subvenciona a los productores el empleo de medidas de mejoramiento y conservación de suelos, previa certificación del Especialista de Suelos del municipio. Existen también otros programas con este fin. En este escenario se delimitaron en los años 2008-2009, los Polígonos o áreas demostrativas para la conservación y mejoramiento de los suelos, el agua y el bosque. Para esto se seleccionaron fincas de cooperativistas y campesinos independientes, que tuvieran fuerte degradación de los suelos, en condiciones topográficas adversas y con una producción agropecuaria diversificada, lo que facilitaría la aplicación de un sistema integrado de medidas basadas en los principios del manejo sostenible de tierras, con impactos, visibles y previsibles en un tiempo relativamente corto. Todo este trabajo se realizó bajo la asesoría de las instituciones de investigación relacionadas con la temática y bajo la coordinación del Instituto de Suelos. Paralelamente se desarrolló una metodología o procedimiento para la evaluación del impacto que cuenta con 24 indicadores económicos, sociales, tecnológicos y ambientales, que ha resultado exitosa. Existen actualmente 34 de estos Polígonos en el país, que abarcan un área de más de 12 000 ha que incluyen 845 fincas.

Palabras clave: degradación del suelo; manejo sostenible de tierras; rehabilitación de suelos.

¹Investigador Titular del Instituto de Suelos, Ministerio de la Agricultura, La Habana, Cuba.
Correo electrónico: olemuniz@ceniai.inf.cu

²Director del Servicio Estatal de Suelos, Ministerio de la Agricultura, La Habana, Cuba.
Correo electrónico: suelosyfertilizantes@oc.minag.cu

ANTECEDENTES

El estudio con bases científicas de los suelos en Cuba tiene como antecedente principal más remoto el estudio de los suelos, con énfasis en aquellos dedicados al cultivo de la caña de azúcar, realizado por los científicos norteamericanos H.H. Bennett y R.V. Allison a fines de la década del 20 del siglo pasado y que concluyó con la publicación en 1928 del libro *The Soils of Cuba*, donde establecen una clasificación de suelos sobre la base del Sistema Norteamericano de series y familias, así como la confección de un mapa a escala 1:800 000 de los Suelos de Cuba. Posteriormente Bennett regresa y continúa sus estudios, lo que da lugar a la publicación de un segundo libro *Some New Cuban Soils* en el año 1932. De ambos libros existen traducciones al español (Bennett y Allison, 1962 y Bennett, 1962). Se considera que el primero de ellos fue uno de los principales y más profundos trabajos realizados en suelos tropicales en su tiempo y fue el sistema empleado en Cuba hasta mediados de la década de 1960. Más aún, mantiene vigencia y valor de uso para científicos y especialistas, ya que posibilita evaluar comparativamente la evolución de los suelos cubanos en los casi 80 años transcurridos.

Período de 1960 a 1990

Es a partir del triunfo de la Revolución Cubana en el año 1959, que los estudios edafológicos son acometidos de forma intensa y sistemática en el país, con la creación en 1964 de la Dirección de Suelos del actual Ministerio de la Agricultura y en 1965 del Instituto de Suelos creado por la Academia de Ciencias de Cuba, el cual a partir de 1987 pasa al Ministerio de la Agricultura (MINAG).

Son años de un desarrollo impetuoso de la Ciencia del Suelo en Cuba, para lo cual se contó con asesoría soviética, china y francesa y del establecimiento

de las bases del Servicio de Suelos, que brinda el Instituto de Suelos a los agricultores, a partir de 1974, para la aplicación diferenciada de fertilizantes y enmiendas sobre la base del análisis de los suelos.

Son muchos e importantes los resultados obtenidos por el Instituto de Suelos durante los años transcurridos. Entre ellos, sobresale el desarrollo e introducción de la Clasificación Genética de los Suelos de Cuba, cuya primera versión es del año 1971, aunque hubo versiones preliminares, que resultó un aporte de los científicos cubanos y de la cual se han elaborado diferentes versiones, la última conocida como Nueva Versión de Clasificación de los Suelos de Cuba. Otro resultado importante es la Clasificación Agroproductiva de los Suelos de Cuba, pero, sin lugar a dudas, el mapa a escala 1: 25 000 de los Suelos de Cuba constituye la obra más importante (y hasta irreplicable, según muchos) por el volumen de trabajo de campo realizado y la cantidad de información descriptiva y analítica acopiada: se realizaron más de 72 000 perfiles de suelo en todo el país. De este mapa existe actualmente una versión totalmente digitalizada (Muñiz et al., 2007).

A partir de la década del 80 comienza un continuo cambio de paradigmas, en un proceso de mayor integración a las bio y geo-ciencias, en respuesta a la demanda, tanto de la sociedad, como de la propia comunidad científica. Surgieron campos emergentes tales como calidad de la tierra y el suelo; degradación y desertificación; ciclos geoquímicos; procesos hidrológicos y otros que se derivan de considerar al suelo como un componente importante del ecosistema.

Período actual

La desaparición abrupta del campo socialista europeo en el año 1990, provocó un impacto negativo en la esfera

productiva y científica del país. En lo relacionado a la producción agropecuaria, la reducción en la disponibilidad de insumos, hizo que el país realizara un esfuerzo para transformar el sector agrícola nacional de alto consumidor de insumos externos a una agricultura de bajos insumos, mediante la aplicación de prácticas agrícolas autosuficientes en una escala sin precedentes. Con este fin, los resultados de la investigación han jugado un papel trascendental. Así, debido a la drástica reducción en la disponibilidad de productos químicos importados, los fertilizantes minerales se reemplazaron por biofertilizantes de producción nacional, humus de lombriz, compost, otros fertilizantes orgánicos, rocas fosfáticas naturales, abonos verdes y estiércol, y la integración con el pastoreo de animales. Los pesticidas químicos fueron sustituidos por biopesticidas y enemigos naturales para combatir las plagas de insectos. Se introduce el uso de variedades de plantas más resistentes y mejores métodos de rotación de cultivos. Muchos tractores fueron reemplazados masivamente por el tiro animal. Además, se desarrolla el muy exitoso movimiento de Agricultura Urbana, que indudablemente ha jugado un papel importante en la producción de hortalizas frescas y condimentos en las áreas urbanas (Companioni et al., 2002). Como resultado de estas medidas, a mediados del 1995 la escasez de alimentos se había superado, y la mayor parte de la población dejó de sufrir drásticas reducciones en el suministro de alimentos básicos.

En la esfera científica, muchas instituciones, como es el caso del Instituto de Suelos, sufrieron el deterioro de su infraestructura material, lo que obligó a realizar alianzas con otras instituciones científicas y académicas, como son las Universidades, pertenecientes al Ministerio de Educación Superior (MES) y otras del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), para

la continuidad de las investigaciones en las nuevas condiciones. Esta situación unida al envejecimiento del personal de más experiencia y la preferencia de los jóvenes (a partir de la difícil década de los años 90) por estudiar carreras universitarias no agropecuarias, son dos serias debilidades que enfrenta la Ciencia del Suelo cubana a su arribo al Siglo XXI.

Degradación de los suelos en Cuba

La Estrategia Ambiental Nacional (EAN) identifica a la degradación de suelos como el principal problema ambiental de Cuba en la actualidad, con 76,8% de la tierras productivas afectadas por al menos un factor limitante de su productividad y por procesos que conducen a la desertificación (CITMA, 1997).

Así, el 71% de las tierras agrícolas sufre algún grado de erosión y de ellas, el 43% se califica entre fuerte y media; el 15% sufre de salinización; el 70% tiene bajo contenido de materia orgánica; el 24% presenta compactación; el 45% es de baja fertilidad; el 40% presenta mal drenaje; el 37% baja retención de humedad y el 12% pedregosidad (Rodríguez Lozano, 2015).

Entre las causas más importantes se encuentran, el manejo inadecuado e inapropiado de nutrientes, el uso inadecuado del riego, el monocultivo y las malas prácticas de manejo de los suelos y de la vegetación. Estos procesos afectan una gama de circunstancias agrícolas que incluyen áreas de cultivo mecanizado y manual, cultivos bajo riego y de secano, agricultura permanente y migratoria.

El conocimiento de los factores limitantes de la productividad de los suelos en el país ha permitido establecer la Clasificación Agroproductiva de los Suelos de Cuba, mediante la cual se conocen actualmente la aptitud de todos los suelos del país para los 30 principales



cultivos agrícolas. Se han establecido cuatro categorías de suelos. El 76,9% de los suelos cubanos se encuentran evaluados como suelos poco productivos, lo que refleja la compleja situación de los mismos.

De acuerdo a la Ley 81 sobre el Medio Ambiente de 1997, el Instituto de Suelos del MINAG es el organismo rector para el manejo, conservación y mejoramiento de los suelos agrícolas y forestales en Cuba. Con este fin, ya desde el año 1993, surge el Decreto N° 179 sobre la protección, el uso y la conservación de los suelos, el que contiene las regulaciones y normas específicas. Asimismo existe un cuerpo de inspectores, que realiza visitas periódicas sorpresivas a los agricultores cuya función principal se relaciona con la sensibilización de los usuarios del suelo en materia de Conservación y Mejoramiento, y que por demás están acreditados para multar a los infractores por transgresiones a este Decreto. No obstante, debido al tiempo transcurrido desde su aparición, se impone un proceso de revisión, a la luz de los adelantos científico-técnicos que interesan a esta temática, entre los cuales, por citar algunos ejemplos, se encuentra la Agricultura de Conservación, la producción y aplicación de biofertilizantes y de productos biológicos para el control de plagas y enfermedades, así como en sentido general, la incorporación del concepto de manejo sostenible de la tierra (MST) al Decreto.

La conservación de los suelos en Cuba

En la actualidad y en el futuro inmediato, el uso y manejo de los suelos en Cuba, se apoya en el desarrollo de programas nacionales: Programa Nacional de Mejoramiento y Conservación de Suelos (PNMCS), Programa Hidráulico Nacional, Programa Nacional de Cuenas Hidrográficas, Programa Nacional Forestal, Programa de Ciencia e Innovación Tecnológica, Programa Nacional

de Reconversión de la Industria Azucarera, Programa Nacional de Ordenamiento Territorial para Cuba, Plan Turquino, y el Programa de Acción Nacional (PAN) de Lucha contra la Desertificación y la Sequía. Todos estos programas están relacionados con la actividad de suelos, aunque particularmente el PNMCS, surgido en el año 2000, fue diseñado específicamente con este objetivo. Este programa, rectorado por el Instituto de Suelos del MINAG, tiene entre sus principales funciones, el resarcimiento de los gastos a las entidades productivas, por la ejecución de medidas de conservación y mejoramiento de los suelos, lo cual indudablemente constituye un incentivo para los agricultores. Mediante el PNMCA el estado designa un presupuesto anual para el financiamiento de medidas de mejoramiento y conservación de suelos, que en la actualidad supera los 25 millones de pesos anuales y benefició en el pasado año 2014, un total de 1 millón de hectáreas (Rodríguez Lozano, 2015).

Otro importante programa también rectorado por el Instituto de Suelos, es el Programa Nacional de Abonos Orgánicos y Biofertilizantes, establecido a partir del año 2003. Se emplean Biofertilizantes como el Rhizobium, Azotobacter, Fosfobacterias (Fosforina) y Micorriza V.A. En el pasado año 2014 se alcanzó la producción de 370 mil toneladas de compost y 250 mil toneladas de humus de lombriz (vermicompost).

Este programa surge más como una alternativa para enfrentar el agudo déficit de fertilizantes sintéticos que para el mejoramiento de los suelos, por lo que este esfuerzo no ha revertido la tendencia a la disminución del contenido de materia orgánica de los suelos, siendo necesarias prácticas que favorezcan los procesos de humificación.

En relación con estos programas debe ser mencionada la Estrategia Nacional de Educación Ambiental, con un

fuerte financiamiento estatal, que abarca desde la inclusión de la temática medioambiental (con gran peso en la preservación del recurso suelo) en la Enseñanza Primaria, Media y Universitaria, hasta la Educación Informal (prensa, radio y televisión), así como en el trabajo educativo comunitario.

Los Polígonos demostrativos de conservación de suelo, agua y bosques

En el año 2010, surgen en Cuba los «Polígonos demostrativos de conservación de suelo, el agua y el bosque» como sitios destinados a validar tecnologías integradas para la gestión de estos recursos y crear capacidades para enfrentar el efecto del cambio climático; consideran la finca como unidad básica de manejo y atienden la cuenca hidrográfica como espacio físico geográfico a proteger. Al cierre de 2014 se disponía de 34 Polígonos que abarcaban un área de 12380 ha en 845 fincas de cooperativistas o campesinos independientes.

Se requiere de la evaluación de los resultados e impactos que se generan por la introducción de sistemas de manejo de suelos que se fundamente en la selección de indicadores capaces de reflejar, bajo un monitoreo sistemático, los cambios que se presentan en el entorno y sobre todo aquellos que marcan pautas en la vida de los campesinos y pobladores locales. Estos indicadores deben medir cambios en las dimensiones económicas, sociales, tecnológicas y ambientales. Varios autores han señalado que la selección adecuada de indicadores es un valioso instrumento para analizar la efectividad de prácticas agrícolas a corto, mediano y largo plazo (Kairis et al., 2014). En Cuba para validar esta práctica como modelo de gestión local de los recursos naturales, a partir de la implementación de principios de Manejo Sostenible de Tierra

(MST), se desarrolló un procedimiento para la evaluación de 24 indicadores que integran impactos económicos, sociales, ambientales y tecnológicos (Calero et al., 2015).

Los resultados obtenidos en relación a la línea base, muestran incrementos del rendimiento agrícola entre 2 y 4 t ha⁻¹; incremento del ingreso personal promedio en 177 pesos y disminución del costo de producción por peso invertido de 17 centavos; creció 30 veces el área reforestada y el incremento significativo de abonos orgánicos, biofertilizantes y de medios biológicos para el control de plagas, entre otros.

Por lo tanto, la conservación y el mejoramiento de los suelos en Cuba es y será una tarea priorizada. Se requiere, entre otras medidas, establecer mejores estrategias en los planes anuales de los agricultores, incrementar los fondos de financiamiento, elevar el control de las áreas beneficiadas y la generalización de tecnologías de laboreo de suelo, que como la Agricultura de Conservación, permiten enfrentar los efectos del Cambio Climático.

BIBLIOGRAFÍA

- BENNETT HH.** 1962. Algunos nuevos suelos de Cuba. Comisión Nacional cubana de la UNESCO. La Habana, Cuba, 127 p.
- BENNETT HH, ALLISON RV.** 1962. Los suelos de Cuba. Comisión Nacional cubana de la UNESCO. La Habana, Cuba, 380 p.
- CALERO B, GINEBRA M, RODRÍGUEZ A, RODRÍGUEZ D, AGUILAR Y, RODRÍGUEZ M, FONT L.** 2015. Set de indicadores e impactos generados por la introducción de principios de manejo sostenible de tierras en los Polígonos demostrativos para la conservación del suelo, el agua y el bosque en Cuba. En: Proceedings del Congreso Suelos 2015. Palacio de las Convenciones, 1 a 5 de junio 2015. La Habana. ISBN 978-959-296-039-8.
- CITMA.** 1997. Estrategia Ambiental Nacional. La Habana, CITMA, 27 p.



COMPANIONI N, OJEDA Y, PÁEZ, E, MURPHY, C. 2002. The growth of Urban Agriculture. En: Funes F. et al. [Eds] Sustainable Agriculture and Resistance. Transforming Food production in Cuba. Oakland CA, Food First Books. pp. 220-236.

KAIRIS, OR, KOSMAS, C, KARAVITIS, CH, RITSEMA C, SALVATI L. 2014. Evaluation and selection of indicators for land degradation and desertification monitoring: types of degradation, causes, and implications for management. Environmental Management, 54: 971:982.

MUÑIZ O, FEBLES JM, BALMADEDA C, PONCE DE LEÓN D, PEÑA F, FUENTES E. 2007. La Ciencia del Suelo en Cuba: Actualidad y perspectiva. En: Proceedings del XVII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. León, Guanajuato, México.

RODRÍGUEZ LOZANO, D. 2015. La Conservación y el mejoramiento de los suelos en Cuba. Medidas para su manejo sostenible. En: Proceedings del Congreso Suelos 2015. Palacio de las Convenciones, 1 a 5 de junio 2015. La Habana. ISBN 978-959-296-039-8.



Estado de los suelos de Argentina, legislaciones existentes y proyecto de ley generado por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca: fundamentos para una Ley Nacional de Conservación de Suelos

M. A. Taboada^{1,2}

RESUMEN

Argentina posee una historia de uso de los suelos que se remonta a fines del siglo XIX, con sistemas de explotación que causaron ya desde el siglo XX su degradación física, química y biológica. Durante el actual siglo y en relación con las nuevas presiones de uso sobre los suelos, conectadas con demandas de mercado, existen tres factores principales determinantes del deterioro de los mismos: a) la variabilidad del clima y el cambio climático, fundamentalmente los eventos extremos (por ejemplo: secas, inundaciones, tormentas); b) el uso de nutrientes por las plantas y c) la conversión de las tierras para uso agropecuario. Además, surge un contexto internacional con nuevas regulaciones, desde donde pueden presentarse barreras arancelarias. La normativa vigente, tanto a nivel nacional como provincial, parece no estar acorde con el nuevo escenario, por obsoleta, ausente o por la debilidad de los equipos técnicos en algunas provincias. No obstante, surge como un hecho importante el rol activo que deben tener las provincias en el cuidado de sus recursos -el suelo entre ellos- a partir de la Constitución Nacional de 1994. Una Comisión Ad-Hoc designada por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación trabajó en la redacción de un anteproyecto de Ley de Suelos, cuyas características son aquí descriptas. Se destacan en este anteproyecto el carácter de ley de alcance nacional, y la creación de diferentes instrumentos para una Política Nacional de Conservación, Restauración y Mejoramiento de los Suelos de Uso Agropecuario, como la creación del Consejo Federal de Suelos, el Observatorio Nacional de Suelos, el Plan Nacional de Conservación, Mejoramiento y Restauración de Suelos Agropecuarios, y el Fondo para la Conservación, Mejoramiento y Restauración de Suelos Agropecuarios.

¹Instituto de Suelos, Centro de Investigaciones de Recursos Naturales, INTA.

Correo electrónico: taboada.miguel@inta.gob.ar. Nicolás Repetto y De Los Reseros S/N, CP 1686, Hurlingham, Provincia de Buenos Aires, Argentina.

²CONICET.



USO HISTÓRICO DE LOS SUELOS EN ARGENTINA

Argentina posee una historia de uso de los suelos que se remonta a fines del siglo XIX, cuando llegaron los primeros inmigrantes europeos y comenzaron la agricultura y ganadería extensivas. Esta historia nos conecta con lo sucedido en otras regiones caracterizadas también por disponer de amplias llanuras con suelos fértiles, aún poco o nada cultivados, como las grandes planicies de América del Norte (EEUU y Canadá), Australia, y en menor medida África. Pero nos diferencia de lo que venía sucediendo en Europa y Asia, donde la historia de deforestación, agricultura y degradación de suelos se remonta a cientos o miles de años.

El siglo 20 se caracterizó por hechos notables, como el aumento de la población mundial, la colonización de nuevas tierras en los continentes «nuevos» (América y Oceanía), las grandes guerras, los desarrollos tecnológicos (ej. la revolución verde) y el crecimiento de la población urbana. Estos cambios generaron presiones sobre el uso de los suelos, que trajeron como primera consecuencia el aumento de los procesos de degradación física, química y biológica. Si bien estos procesos no eran desconocidos, ya que llegaron a causar la desaparición de civilizaciones antiguas por problemas de seguridad alimentaria, tomaron una gran difusión pública y afectaron el desarrollo de una nueva ciencia como era la «ciencia del suelo». Por ejemplo, a esta toma de conciencia debe atribuirse la creación del Servicio de Conservación de Suelos en Estados Unidos en la década del '30, por su primer director, el Dr. Hugh Bennett, considerado el «Padre de la Conservación del Suelo». Hugh Bennett tuvo el gran mérito de haber sabido alertar al Congreso de los Estados Unidos sobre los daños que generaba la *voladura* de

suelos durante el fenómeno conocido como «*dust bowl*» (o *tormenta de polvo*).

Como resultado de estos cambios, la visión de los suelos que existió durante el siglo 20 estuvo basada en la existencia de procesos de degradación de difícil reversión, como la erosión o la salinización, problemas de compactación generados por la creciente mecanización, o de polución por el exceso de uso de fertilizantes en economías agrícolas subsidiadas. En Argentina, donde la producción agropecuaria nunca estuvo subsidiada, los problemas característicos de los suelos estuvieron asociados con el sellado y planchado asociado al uso de labranzas tradicionales (reja y vertedera y discos), y problemas de erosión por el agua y el viento. Con respecto a los nutrientes, y a diferencia de los países desarrollados, nuestro país tuvo más una subutilización que una sobreutilización de los fertilizantes y, como consecuencia de esto, los suelos, originalmente fértiles, perdieron parte de su materia orgánica y nutrientes.

El siglo 21 se está caracterizando por un importante cambio de paradigmas en el aspecto ambiental, lo cual incluye a los suelos. Estos cambios fueron puestos a la luz por el denominado *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), que alertó acerca de tres principales factores determinantes del deterioro en los suelos: a) la variabilidad del clima y el cambio climático, fundamentalmente la mayor frecuencia de eventos extremos como inundaciones, secas y tormentas; b) el uso de nutrientes por las plantas; y c) la conversión de las tierras para nuevos usos, con cambios de cobertura. Estos factores responden a las nuevas presiones de uso de los suelos, entre las que merecen citarse el aumento de la población mundial (se espera 9.000 millones de habitantes para 2050) y la creciente demanda de mejor calidad de vida (urbanización, proteínas), principalmente en países del

denominado tercer mundo y del sudeste asiático. Ello ya ha generado un aumento del comercio de los «*commodities*» agropecuarios y de sus precios, de lo cual se ha beneficiado nuestro país, para recuperarse de la profunda crisis ocurrida a inicios del siglo. Por estas razones, existe consenso en que los suelos han resurgido en la agenda global (Bouma, 2009; McBratney et al., 2014).

En los últimos 25 años la superficie cultivada en Argentina se ha expandido 10 millones de hectáreas, a expensas de desaparición de pasturas y de desmonte, y se ha cuadruplicado la producción agrícola, a expensas de la combinación de soja transgénica, siembra directa y agroquímicos (Paruelo et al., 2005; Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2014). Estos cambios han implicado una marcada simplificación de la canasta de productos producidos, que en 1990/91 estaba integrada por trigo (37%), soja (30%), girasol (14%) y maíz (13%), y que en 2013/14 fue dominada por soja (61%) con proporciones inferiores de maíz (19%) y trigo (11%) (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, 2014). Todo esto tuvo lugar gracias a una importante incorporación de tecnología por los productores, en forma de siembra directa, fertilizantes, agroquímicos y cultivos transgénicos, entre otros (Satorre, 2005).

Por otra parte, la ganadería bovina permaneció con menos variaciones de stock (entre 47 y 55 millones de cabezas), pero con importantes desplazamientos geográficos. La mayor parte de la actividad de cría se ha desplazado hacia las tierras no aptas para cultivos (Región Semiárida Pampeana, Pampa Deprimida, NEA y NOA), muchas de las cuales soportan cargas de pastoreo que exceden a menudo su capacidad (Paruelo et al., 2005; Subsecretaría de Ganadería, 2012). En la Patagonia, la combinación de sobrepastoreo ovino y condiciones de aridez fue-

ron causas de desertificación en los últimos 60 años (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2015).

PROYECCIÓN FUTURA DE USO Y FUTUROS DESAFÍOS

La proyección prevista para el año 2020 en el Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial (Gobierno Argentino, 2014) indica que Argentina producirá más de 160 millones de toneladas de granos y que el área cultivada llegará a 42 millones de hectáreas. Este incremento de producción y de área cultivada avanzará, necesariamente, sobre suelos menos fértiles y más frágiles, sea por condiciones de aridez o limitantes de anegabilidad y/o exceso de sales y sodio (SAGyP-INTA, 1986).

Este modelo de producción industrial y de escala hace a Argentina competitiva a nivel mundial, pero genera desarreglos o «*nouissances*», no solo hacia dentro del país (pérdidas de biodiversidad, migración de poblaciones rurales, potencial contaminación), sino también hacia afuera, donde muchos de los potenciales compradores han puesto bajo la lupa este modelo de «agricultura industrial», con el riesgo de imposición de barreras para-arancelarias a las exportaciones agropecuarias.

Más que en la visión negativa basada en los procesos de degradación, el foco se ha puesto en las funciones de los suelos, que incluyen no solo las más conocidas de tipo productivo (agricultura, forestación, biomasa) sino también las de tipo ecológico, que no poseen un valor de mercado. El nuevo foco son los servicios ambientales prestados por los suelos, como el secuestro de carbono, el filtrado del agua y el aire, la conservación de la biodiversidad, y los servicios culturales y espirituales. Asoman así nuevas demandas como las diferentes huellas o trazabilidad de las produc-



ciones de los suelos (ej. carbono, hídrica, biológica).

Estas huellas ponen en cuestionamiento la forma de producción de Argentina, que presenta como hecho positivo la adopción de la agricultura en siembra directa, pero como hechos negativos, el monocultivo de soja y la pérdida de biodiversidad en áreas de desmonte. Es probable que en el futuro se deban implementar distintos modelos productivos, unos en áreas donde la agricultura en «gran escala» es posible, y otros en lugares donde los enfoques de «pequeña escala» son necesarios. Estos enfoques de «pequeña escala» requieren desarrollar prácticas como un mayor reciclado de residuos, la integración de producciones (agroforestería, silvo-pastoril) y la agroecología.

Si bien el aumento de área sembrada con cultivos anuales superó el 100% en la región pampeana, los cambios porcentuales más significativos ocurrieron en el Chaco Subhúmedo Occidental (conocido como Chaco Salteño o Umbral al Chaco), donde las tasas de expansión de cultivos (de granos y forrajeros) y de deforestación han sido las más altas del país en décadas recientes (Grau et al., 2005; Paruelo et al., 2005). Esta expansión de la frontera agropecuaria dio lugar a un agravamiento de los procesos erosivos, tal como se ha puesto de manifiesto en recientes publicaciones (SAGyP-CFA, 1995; del Valle Neder et al., 2010; Cisneros et al., 2012). La expansión territorial de los cultivos de secano en Argentina ha ocurrido a expensas de las tierras de bosques (- 8,4%) y pastizales/pasturas (- 6,8%). No obstante, el área de pastizales/pasturas experimentó también incrementos (Grau et al., 2005; Paruelo et al., 2005).

En la principal región productora de alimentos -la región Pampeana- la realidad linda más con la sub que con la sobreaplicación de nutrientes esencia-

les como nitrógeno, fósforo, azufre y otros (García, 2001; 2006, Lavado y Taboada, 2009, García y Fernández Sanjuan, 2010), esta sobre-extracción no compensada conduce a la degradación acumulada de los suelos. Otros nutrientes como azufre, calcio, magnesio y potasio, originalmente bien provistos en suelos pampeanos, también comenzaron a mostrar los primeros síntomas de deficiencia, hecho que evidencia algunos procesos incipientes de acidificación de suelos (por extracción de Ca y Mg). De continuar el escenario actual de uso agrícola, estos nutrientes podrían convertirse en limitantes en los próximos años. Un ejemplo concreto es la abundante literatura que ha aparecido en los últimos años, respecto a la problemática del agotamiento del fósforo (Dibb, 2004; Cooper et al., 2011; Cordell et al., 2011; Elser, 2012). De igual modo, también se deberá prestar atención a las deficiencias causadas por bajos niveles de micronutrientes, como zinc, cobre, boro, y otros, para los cuales existe actualmente muy poca información nacional.

NUEVAS REGULACIONES INTERNACIONALES

Existe ya un contexto internacional donde surgen iniciativas para incidir en los métodos de producción de los países agroexportadores. Algunas, como los denominados REDD «*United Nations Collaborative Programme on Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries*» ya se han implementado en algunos países de áreas tropicales y subtropicales (Parker et al., 2008), o las medidas de prohibición de compras de biocombustibles en la Unión Europea, de áreas donde hubo deforestación «*EU Renewable Energy Directive, RED*» (Atanasiu, 2010). Otras iniciativas se están discutiendo actualmente en foros

en donde participa Argentina, a través del INTA. Ellos son el Foro Global de Suelos «*Global Soil Forum*» y la Alianza Global de Suelos-FAO «*FAO Global Soil Partnership*», donde se está analizando la implementación de un sistema de Degradación Neta Global Cero de Suelos «*Zero Net Land and Soil Degradation*», que surge de la reciente reunión Rio + 20, y que se basa en la medición de balances de carbono del suelo a nivel nacional (Stavi y Lal, 2014), o la Alianza Global de Gases con Efecto Invernadero en la Agricultura «*Global Research Alliance on Greenhouse Gases*», donde se analiza la implementación de medidas de mitigación de las emisiones de gases con efecto invernadero en sistemas agropecuarios (Shafer et al., 2011). De todo esto resulta claro que en los países compradores de alimentos y biocombustibles ya están implementados o consideran implementar regulaciones, que pueden convertirse en medidas para-arancelarias para nuestros productos exportables.

Para responder a estas amenazas, Argentina no cuenta actualmente con ningún sistema integrado de información sobre el estado de los suelos y/o sus balances de carbono, el cual es uno de los indicadores del estado de los suelos. Este hecho pone al país en desventaja con respecto a otros países, como: a) Estados Unidos, con su sistema GraceNet «*Greenhouse Gas Reduction through Agricultural Carbon Enhancement Network*», traducido como «Reducción de Gases de Efecto Invernadero a través de una Red de Mejora en el Uso del Carbono Agrícola» (Jawson et al., 2005); b) Australia, que ha implementado a partir de 1998 un Sistema Nacional de Conteo de Carbono «*NCAS: National Carbon Accounting System*» (Australian Government, 2011) o c) Francia, con su sistema *Infosol*, el cual es una unidad de servicio creado en el INRA Orleáns (GisSol, 2014).

REGULACIONES DEL USO DEL SUELO EN ARGENTINA

Antecedentes a nivel provincial

La tierra en Argentina está caracterizada por una casi exclusiva pertenencia al dominio privado, mientras que la jurisdicción sobre el recurso corresponde exclusivamente a las provincias, por la estructura federal de la organización política del país. Todas o casi todas las provincias de Argentina poseen algún tipo de regulación del uso de los suelos, aun cuando en muchas de ellas el cumplimiento efectivo es muy débil o inexistente por la carencia de equipos técnicos en los Estados Provinciales.

Con referencia a las leyes provinciales, puede observarse en el cuadro 1, que todas las provincias argentinas poseen alguna regulación vigente, aunque con antigüedad variable. Excepto las pampeanas, el resto de las provincias posee normativas de tipo ambiental, donde el suelo es un componente más a ser tenido en cuenta.

A nivel provincial hubo provincias pioneras en conservación de suelos, como Entre Ríos, cuyo Gobierno (2015) sancionó la Ley de Conservación y Manejo de Suelos (Ley N° 8318/89). Esta Ley propuso como concepto, que luego fue imitado por otras legislaciones, la creación de áreas de conservación y manejo de suelos voluntarios, obligatorios y experimentales. Su base de adhesión era sobre exenciones o reducciones impositivas a quienes adoptasen prácticas conservacionistas, previa presentación de un Plan de Manejo y Conservación de Suelos. Se creó un Fondo Provincial de Conservación y Manejo de Suelos para atender los requerimientos financieros que demandara la aplicación de la Ley, dicha ley fue sancionada en 1989 y reglamentada en 1990.



Cuadro 1. Resumen de leyes provinciales de suelos, o que toman en consideración a los suelos en Argentina.

Provincia	Ley	Año
Buenos Aires	Ley 8912/77 Ordenamiento Territorial y Uso del Suelo	1977
La Pampa	Ley 2139 Ley de Suelos	2004
Santa Fe	Ley 10552 de Conservación y Manejo de Suelos	1994
Córdoba	Ley 8936 de la Conservación y Prevención de la Degradación de los Suelos	2001
San Luis	Ley IX-0315-2004 (5461) Ley de Protección y Conservación de Suelos	2004
Entre Ríos	Ley 8318 Conservación de Suelos	1989
Corrientes	Ley 5974 Aprovechamiento de Cambio de Uso del Suelo	2010
Misiones	Ley 3231 Conservación de Suelos	1995
Chaco	Ley 3964 Chaco Medio Ambiente. Preservación, Recuperación, Conservación y Defensa	1993
Formosa	Ley 1552 Programa de Ordenamiento Territorial de la Provincia de Formosa	2010
Santiago del Estero	Ley Provincial 6321 Defensa, Conservación y Mejoramiento del Ambiente	1996
Tucumán	Ley 6290 Conservación de Suelos	1991
Salta	Ley Provincial 7070 Protección del Medio Ambiente	2000
Jujuy	Ley Provincial 5063 Ley General de Medio Ambiente	2006
Catamarca	Decreto Ley 2480 Fomento a la Conservación de los Suelos	2001
La Rioja	Ley 7801 Ordenamiento Ambiental Provincial	2004
San Juan	Ley 5166. Adhiere a la Ley Nacional 22428	1983
Mendoza	Ley 8050 Ordenamiento Territorial y Usos del Suelo	2013
Río Negro	Ley 1556 Adhiere a la Ley Nacional 22428	
Neuquén	Ley Provincial 1875 (B.O. 1/2/91) (Texto modificado por Ley 2267 – B.O. 23/12/98). Protección del Ambiente	1998
Chubut	Ley XVII-Nº 9 (Antes Ley 1119). Interés Público en la Conservación del Suelo	2010
Santa Cruz	Ley 229. Ley de Conservación de Suelos y Aprovechamiento de los Recursos Naturales. Adhiere a la Ley Nacional 22428	
Tierra del Fuego	Preservación, Conservación, Defensa y Mejoramiento del Medio Ambiente de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur	1992

Otras provincias como Córdoba promovieron la formación de Consorcios de Conservación de Suelos, a través de la Ley de Creación y Funcionamiento de los Consorcios de Conservación de Suelos (Ley 8863 del año 2000), reglamentada mediante el decreto 151/04, la cual define las normas de funcionamiento de los Consorcios (Gobierno de la Provincia de Córdoba 2015).

Más recientemente, y en consonancia con los problemas de degradación generados por el cultivo de maní, la provincia de La Pampa sancionó la Ley N° 2139 promulgada por Decreto N° 2612/04, que declara de interés público al uso sustentable del recurso suelo y las acciones privadas y/o públicas destinadas al manejo de su recuperación, preservación y conservación, al control de su capacidad productiva a la prevención de procesos de degradación y a la promoción de la educación para su uso racional (Provincia de La Pampa, 2015). Esta ley también adopta áreas con prácticas de manejo, conservación y/o recuperación de suelos obligatorias y voluntarias, con planes de acción a ser presentados: Los Registros de Planes de Manejo de Cultivos de Productores Agrícolas de la Provincia de La Pampa, que son voluntarios para todos los productores y obligatorios para quienes hagan maní. Estos productores están obligados a implantar franjas de protección de 10 a 40 m intercaladas, con cultivos como maíz o sorgo. Esta ley limita la siembra de maní en tierras muy frágiles y exige una periodicidad del cultivo no menor a cada tres años (Consejo Asesor de la Ley de Suelos, 2010).

La Provincia de San Luis sancionó la Ley N° IX-0315-2004 (5461) «Ley de Protección y Conservación de Suelos» (Gobierno de San Luis, 2004), que obliga a los propietarios a denunciar la ocurrencia de degradación y a implementar medidas de control. También establece

un Fondo de Protección y Conservación de Suelos.

La Provincia de Córdoba ha sancionado la Ley N° 8936 «Ley de la Conservación y Prevención de la Degradación de los Suelos» PE Decreto N° 1287/2001, que también diferencia áreas en función de su susceptibilidad a procesos de degradación, actuales o pasados, y crea Distritos de Prevención y de Recuperación de Suelos.

Antecedentes a nivel nacional

A nivel nacional se encuentra vigente, pero sin financiamiento, la Ley de Fomento a la Conservación de Suelos N° 22.428, sancionada en Marzo de 1981, que tuvo por objeto promover y coordinar acciones privadas y públicas con el fin de alentar la conservación y recuperación de la capacidad productiva de los suelos (en Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2015).

A fines de noviembre de 1983 se habían adherido al régimen de la ley todas las provincias que componen la Nación. Los beneficios de la ley (subsidios, créditos, etc.) estaban dirigidos fundamentalmente a los productores agropecuarios, tanto en su condición de propietarios, como de arrendatarios y aparceros con la autorización del propietario, para financiar las prácticas conservacionistas al mecanismo de entrega de subsidios a los productores.

La utilización de este instrumento económico durante siete años (1982-1989) permitió incorporar 2.800.000 ha bajo manejo conservacionista y otras 2.500.000 ha como áreas protegidas. El monto aportado por la Nación de casi 14.000.000 de dólares (actualizados a 1992), correspondió al 40-50% del total invertido en conservación, siendo el resto aportado por el sector privado, compuesto por más de 1.000 productores agropecuarios beneficiados con la ley.



Participaron 19 provincias sobre un total de 22, en las que se establecieron 82 distritos de conservación con un total de 202 consorcios, conformados por 1.022 productores agropecuarios. Pero sólo el 0,2% de los productores fueron alcanzados por estos beneficios, para un área total correspondiente al 3% de la superficie agropecuaria nacional.

En contraposición, la suspensión de los aportes nacionales en 1989 por las dificultades financieras del Estado Nacional sumado al de los estados provinciales, llevó a un marcado deterioro de los equipos técnicos provinciales de conservación de suelos, excepto en aquellas pocas provincias que contaban con una normativa propia para tal objetivo.

Surge de todo lo expuesto que la normativa vigente tanto a nivel nacional como provincial parece no estar acorde con el nuevo escenario, sea por obsoleta, ausente o por la debilidad de los equipos técnicos en algunas provincias.

PROPUESTA DE PROYECTO DE LEY NACIONAL DE CONSERVACIÓN DE SUELOS

En 2014, a propuesta del Sr. Ministro de Agricultura, Ganadería y Pesca, Ing. Agr. Carlos Casamiquela, se conformó una Comisión *Ad-Hoc* a la cual se le encargó la redacción de un Anteproyecto de Ley Nacional de Conservación de Suelos. Esta Comisión estuvo conformada por:

Coordinador: MA Taboada^{1,2}

Integrantes: G. Browarski³, S. Campisi⁴, RR Casas¹, C. Lacoste¹, D. Ligier¹, N. Lucas⁴, L. Montes³, S. Papagno³, C. Pascale³, C Paz³, N. Pensel^{1,3}, G Tito¹, P Urdapilleta²

¹Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas-CONICET.

³Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

⁴Honorable Cámara de Diputados de la Nación-HCD.

Se trabajó en reuniones periódicas entre mayo y noviembre de 2014, y se llegó a redactar un Proyecto de Ley que fue entregado al Sr. Ministro. El Anteproyecto de Ley de Suelos tuvo características de Ley de alcance Nacional, no de Presupuestos Mínimos, como la antigua Ley 22428. De cualquier manera, su implementación requiere de acuerdos con las provincias, las cuales son las propietarias de los recursos según la Constitución de la Nación Argentina de 1994 (Corte Suprema de Justicia de la Nación 2010). En la figura 1 se presenta la estructura del anteproyecto.

En el anteproyecto fue declarado de interés nacional la conservación, restauración, mejoramiento y uso sustentable de los suelos agropecuarios. Los propietarios, arrendatarios, poseedores, tenedores u ocupantes por cualquier título de suelos agropecuarios son responsables por su conservación y uso sustentable y, en caso de degradación, su restauración y mejoramiento, atendiendo a sus aptitudes y sus características regionales.

El Estado en sus distintos niveles debe asegurar que las políticas agropecuarias y no agropecuarias que incidan directamente sobre el uso de los suelos agropecuarios sean, en su conjunto, congruentes con los propósitos del Artículo 1, y generen incentivos para la adopción de prácticas adecuadas que tiendan a la conservación y, en su caso, al mejoramiento de los suelos agropecuarios.



ESTRUCTURA DEL ANTE - PROYECTO

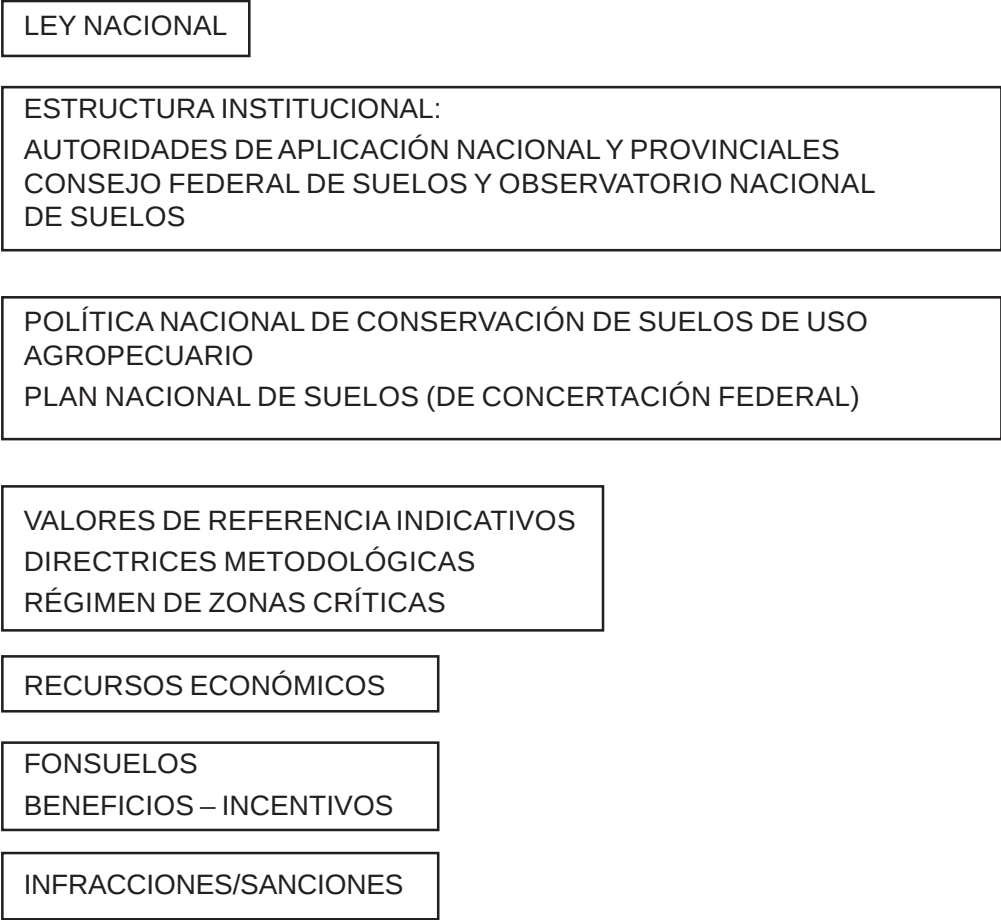


Figura 1. Estructura del Anteproyecto de Ley de Suelos, redactada por la Comisión Ad-Hoc creada en la órbita del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Política Nacional de Conservación, Restauración Y Mejoramiento de los Suelos de Uso Agropecuario

Se crean nuevos Instrumentos para una Política Nacional de Conservación, Restauración y Mejoramiento de los Suelos de Uso Agropecuario: a) Un Consejo Federal de Suelos como mecanismo de concertación federal; b) un Observatorio Nacional de Suelos; c) un Plan Nacional de Conservación, Mejoramiento y Restauración de Suelos Agropecuarios y d) un Fondo para la Conservación, Mejoramiento y Restauración de Suelos Agropecuarios.

Consejo Federal de Suelos

Se crea el Consejo Federal de Suelos donde estarán representadas las provincias. Este Consejo junto con el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca crearán el Programa Nacional de Suelos de Uso Agropecuario, cuyos objetivos son: a) la conservación, el mejoramiento y la restauración de los suelos agropecuarios y sus funciones; b) el fomento de las prácticas adecuadas en materia agropecuaria y forestal y c) el fomento al arraigo de la población y mantenimiento de la cultura rural.



Entre las funciones del Consejo Federal de Suelos Agropecuarios, se destacan: a) definir la regionalización del país a los efectos de la implementación del Plan Nacional de Suelos Agropecuarios, en base a criterios biofísicos ecoregionales que se definirán en la reglamentación de la presente ley; b) proponer las directrices metodológicas generales para la determinación y monitoreo del estado de los suelos agropecuarios; c) proponer los valores de referencia normales y críticos para cada una de las regiones, velando por la uniformización de criterios y metodologías en cada región y entre regiones; d) promover la adopción de prácticas agronómicas adecuadas en las distintas regiones y f) proponer el establecimiento de zonas críticas.

Estas zonas críticas se definirán en base a los siguientes criterios: a) cuando los valores de las variables clave determinados para cada región difieran respecto de los valores de referencia críticos establecidos; b) número de actores territoriales afectados y superficie comprometida y c) pérdidas económicas estimadas, causadas por el proceso de deterioro dominante.

Autoridad Nacional de Aplicación

Entre las atribuciones de la Autoridad de Aplicación Nacional se destacan: a) establecer los valores de referencia normales y críticos para la conservación de los suelos agropecuarios en las distintas regiones; b) establecer las directrices técnicas generales para la determinación y monitoreo del estado de los suelos agropecuarios, velando por la uniformización de criterios y metodologías en cada región; c) propender a la armonización y uniformización de la legislación sobre conservación de suelos agropecuarios en todo el territorio de la Nación; d) llevar un Registro de Referencia de Prácticas Agronómicas Adecuadas, en el que se inscribirán aque-

llas prácticas agropecuarias recomendadas para la conservación, restauración y mejoramiento de los suelos agropecuarios y sus funciones, incluyendo también las propuestas por entidades técnicas públicas o privadas; e) *establecer un programa de fortalecimiento institucional para las Autoridades de Aplicación Provinciales*; f) identificar áreas de vacancia en el conocimiento de la conservación de los suelos agropecuarios a nivel de cada región e impulsar investigaciones sobre la temática y g) difundir las prácticas agronómicas adecuadas para la conservación de los suelos y realizar acciones de extensión y promover la innovación tecnológica para la conservación de los suelos agropecuarios.

Observatorio Nacional de Suelos

Las funciones del Observatorio Nacional de Suelos serán: a) generar sistemas de alerta; b) recomendar sobre zonas críticas; c) promover y realizar investigaciones en temas vacantes; d) expedirse en consultas enviadas por el Consejo Federal de Suelos; e) relevar los datos sobre los suelos de uso agropecuario; f) desarrollar mecanismos de monitoreo e información sobre el estado y tendencias de conservación de los suelos de uso agropecuario; g) apoyar jurisdicciones provinciales; h) analizar efectos de prácticas; i) promover extensión y difusión; j) promover innovación tecnológica y sistemas de evaluación de tierras.

La composición del Observatorio Nacional de Suelos será establecida mediante Resolución del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, debiendo contemplar la participación de organismos tecnológicos provinciales, del sector de ciencia y técnica y de instituciones técnicas del sector agropecuario, con demostrada capacidad en la materia y representatividad sectorial. El Observatorio Nacional de Suelos podrá establecer delegaciones regionales.



Regímenes de Beneficios/Incentivos y de Infracciones/Sanciones

Se establece un Régimen de Beneficios e Incentivos, basado en la creación de un Fondo Nacional para la Conservación, Mejoramiento y Restauración de Suelos Agropecuarios. Los beneficiarios deberán presentar un Plan de Manejo de Suelos (FonSuelos), y habrá un Registro Nacional de Infractores. El FonSuelos se destinará a los siguientes fines: a) financiar todos los componentes del Plan Nacional de Suelos; b) financiar el Observatorio Nacional de Suelos, para lo cual anualmente asignará un monto que se adicionará al Presupuesto Anual otorgado al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria; c) brindar apoyo económico para las Autoridades de Aplicación Provinciales, a través del programa de fortalecimiento institucional previsto en el Plan Nacional de Suelos; d) premiar la implementación de las mejores prácticas agronómicas.

Se establece un Régimen de Infracciones y Sanciones, con niveles que van desde el apercibimiento hasta la caducidad de los beneficios.

En cualquier caso será obligatoria para la Autoridad de Aplicación Nacional la consulta al Consejo Federal de Suelos y al Observatorio Nacional de Suelos de manera previa a la toma de decisiones. Los informes emanados del Consejo Federal de Suelos y del Observatorio Nacional de Suelos no serán vinculantes para la toma de decisiones.

BIBLIOGRAFÍA

- ATANASIU B.** 2010. The role of bioenergy in the National Renewable Energy Action Plans: a first identification of issues and uncertainties. Intelligent Energy Europe. Institute European Environmental Policy, 21p. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: http://www.biomassfutures.eu/work_packages/final_deliverables/WP8/D8.4%20bioenergy_in_NREAPs.pdf.
- AUSTRALIAN GOVERNMENT.** 2011. NCAS: National Carbon Accounting System. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <http://www.climatechange.gov.au/en/government/initiatives/national-carbon-accounting.aspx>.
- BOUMA J.** 2009. Soils are back on the global agenda: Now what? *Geoderma*, 150: 224-225.
- CISNEROS JM, CHOLAKY CG, CANTERO GUTIÉRREZ A, GONZÁLEZ JG, REYNERO MA, DIEZ A, BERGESIO L (Eds.).** 2012. Erosión hídrica: principios y técnicas de manejo. Unirío Editora, Río Cuarto, Córdoba.
- CONSEJO ASESOR DE LA LEY DE SUELOS.** 2010. Resolución maní. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: https://www.google.com/search?q=Resoluci%C3%B3n+man%C3%AD+asesor%C3%ADa+corregida.doc+%E2%80%93+cialp.+Expdte.+9850%2F10.&aq=chrome..69i57.6220148j0j4&sourceid=chrome&es_sm=122&ie=UTF-8#q=Resoluci%C3%B3n+man%C3%AD+asesor%C3%ADa+corregida.doc+%E2%80%93+cialp.+Expte.+9850/10.
- COOPER J, LOMBARDI R, BOARDMAN D, CARLIELL-MARQUET C.** 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *Resources, Conservation and Recycling*, 57: 78–86.
- CORDELL D, ROSEMARIN A, SCHRÖDER JJ, SMIT AL.** 2011. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, 84: 747–758.
- CORTE SUPREMA DE JUSTICIA DE LA NACIÓN.** 2010. Constitución de la Nación Argentina: publicación del Bicentenario - 1a ed. - Buenos Aires: Corte Suprema de Justicia de la Nación / Biblioteca del Congreso de la Nación / Biblioteca Nacional, 2010. 200 p. + CD ROM + facsimilar; 29 x 21 cm. ISBN 978-987-9350-99-7
- del VALLE NEDER L, BUSNELLI J, SAMPIETRO VATTUONE MM.** 2010. Incremento de erosión y suelos degradados por acciones antropogénicas y variaciones climáticas, Tucumán. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 66: 499 – 504.



- DIBB DW.** 2004. ¿Nos quedaremos sin fósforo? INPOFOS. Informaciones Agropecuarias, 22: 1-3.
- ELSER JJ.** 2012. Phosphorus: a limiting nutrient for humanity? Current Opinion in Biotechnology, 23: 833-838.
- FAO.** 2014. GSP: Alianza Mundial por el Suelo. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <http://www.fao.org/globalsoilpartnership/es/>.
- GARCÍA FO.** 2006. La nutrición de los cultivos y la nutrición de los suelos. Informaciones Agropecuarias, 29: 1-7.
- GARCÍA FO.** 2001. Balance de fósforo en los suelos de la región pampeana. Informaciones Agropecuarias, 9: 1-3.
- GARCÍA FO, FERNÁNDEZ SAN JUAN MF.** 2010. Balances de nutrientes en Argentina. ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? Informaciones Agronómicas del Cono Sur N° 48. Diciembre 2010. IPNI.
- GIS SOL.** 2014. Groupement d'Intérêt Scientifique Sol. INRA Infosol Unit. [En línea]. Consultado 19 setiembre 2015. Disponible en: www.gissol.fr.
- GOBIERNO ARGENTINO.** 2014. Plan Estratégico Agroalimentario y Agroindustrial. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <http://www.presidencia.gov.ar/discursos/25377-presentacion-de-las-metas-previstas-para-el-ano-2020-en-el-plan-estrategico-agroalimentario-y-agroindustrial-palabras-de-la-presidenta-de-la-nacion>
- GOBIERNO DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA.** 2015. Programa Provincial de Conservación de Suelos. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <http://www.cba.gov.ar/programa-provincial-de-conservacion-de-suelos/>
- GOBIERNO DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS.** 2015. Ley N° 8318. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <https://www.google.com.ar/webhp?sourceid=chrome-instant&ion=1&espv=2&ie=UTF-8#q=ley+de+conservaci%C3%B3n+de+suelos+Entre+R%C3%ADos>.
- GOBIERNO DE SAN LUIS.** 2004. Ley N° IX-0315-2004 (5461). Ley de Protección y Conservación de Suelos. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <http://www.diputadosanluis.gov.ar/diputadosasp/paginas/asp?e=1&DependenciaID=1&NormaDetalle.NormalID=309>.
- GRAU HR, GASPARRI NI, MITCHELL AIDE T.** 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. Environmental Conservation, 32: 140-148.
- JAWSON MD, SHAFER SR, FRANZLUEBBERS AJ, PARKIN TB, FOLLETT RF.** 2005. GRACEnet: Greenhouse gas reduction through agricultural carbon enhancement network. Soil and Tillage Research, 83: 167-172.
- LAVADO RS, TABOADA MA.** 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, 65: 150-153.
- MCBRATNEY A, FIELD DJ, KOCH A.** 2014. The dimensions of soil security. Geoderma, 213: 203-213.
- MEA, MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT.** 2005. Ecosystem and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 80p.
- PARKER C, MITCHELL A, TRIVEDI M, MARDAS N.** 2008. . The little REDD book: a guide to governmental and non-governmental proposals for reducing emissions from deforestation and degradation. CAB.113p.
- PARUELO JM, GUERSCHMAN JP, VERÓN SR.** 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Revista Ciencia Hoy, 15 (87): 14-23.
- PROVINCIA DE CÓRDOBA.** 2001. Ley N° 8936 "Ley de la Conservación y Prevención de la Degradación de los Suelos" PE Decreto N° 1287/2001. Disponible en: http://magya.cba.gov.ar/upload/LEY_8936_Ley_de_Conseccion_y_la_Preencion_de_Degradacion_de_los_Suelos.pdf.
- PROVINCIA DE LA PAMPA.** 2015. Ley 2139, Decreto3162/2007. Disponible en: <http://www.estrucplan.com.ar/Legislacion/la%20Pampa/decretos/dec03162-07.asp>.
- SAGYP-CFA.** 1995. El deterioro de tierras en la República Argentina. Alerta amarillo. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires.
- SAGYP-INTA.** 1986. Aptitud y uso actual de las tierras argentinas. Estudios para la implementación de la Reforma Impositiva Agropecuaria. Proyecto PNUD Argentina. 85/019 Área Edafológica, Córdoba.



SATORRE EH. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura Argentina actual. Revista Ciencia Hoy, 15 (87): 24-31.

SECRETARÍA DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE. 2015. 5.4. Ley de Fomento a la Conservación de los Suelos. [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <http://www.ambiente.gob.ar/?idarticulo=610>

SHAHER S, WALTHALL CHL, FRANZLUEBBERS AJ, SCHOLTEN M, MEIJS J, CLARK H, REISINGER A, YAGI K, ROELA, SLATTERY B, CAMPBELL ID, MCCONKEY BG, ANGERS DA, SOUSSANA JF, RICHARD G. 2011. Emergence of the Global Research Alliance on Agricultural Greenhouse Gases. Carbon Management. DOI:10.4155/cmt.11.26.

STAVI I, LAL R. 2014. Achieving Zero Net Land Degradation: Challenges and opportunities. Journal of Arid Environments (en prensa).

SUBSECRETARÍA DE GANADERÍA. DIRECCIÓN DE GANADERÍA BOVINA. 2012. Anuario 2010. Sector bovino. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires [En línea]. Consultado 17 agosto 2015. Disponible en: <http://64.76.123.202/site/ganaderia/index.php>.



Planes de uso y manejo de suelos: base de la política de conservación de suelos en Uruguay, a dos años de su implementación

M. Hill, C. Clérico,
G. Sánchez, A. Kacevas¹

INTRODUCCIÓN

La erosión del suelo es el problema ambiental más importante en el Uruguay, asociado a las actividades agropecuarias. A su vez, esta no solo tiene efecto en el suelo que se erosiona sino en el ambiente circundante, incluidos los cursos de agua en donde los sedimentos se acumulan logrando, entre otras cosas, colmatación de embalses y contaminación con nutrientes y agroquímicos adheridos a partículas de suelo.

La entidad del proceso erosivo depende de la intensidad de uso del suelo. Es así que es necesario implementar políticas públicas y maximizar el uso de las buenas prácticas, como en el caso de Uruguay, cuando se inicia un proceso de intensificación agrícola. En la figura 1 se muestra la evolución del área e intensidad agrícola que ilustran los procesos ocurridos en el país en la agricultura.

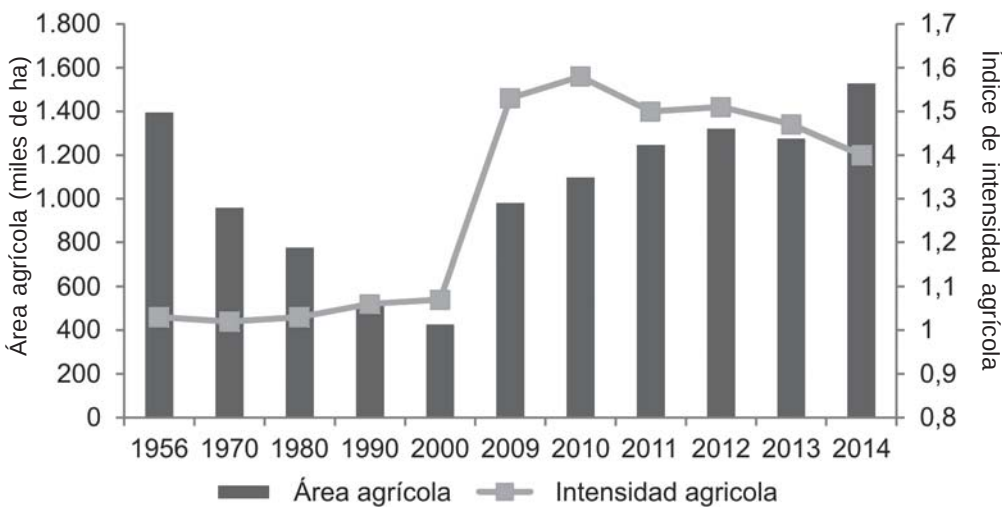


Figura 1. Evolución del área e intensidad agrícola (Elaborado en base a MGAP-DIEA, 2015) Nota: El indicador de intensificación surge del cociente (cultivo de Invierno + verano)/ superficie de chacra.

¹Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección General de Recursos Naturales.



El área agrícola se cuadruplicó entre el año 2000 y 2014. El país ya había cultivado un área similar en la década del 50, pero a diferencia de esa década, sufrió un cambio en la intensificación, pasando de un cultivo por año a tres cultivos cada dos años, incluso superando dicha intensidad.

Esta expansión, que en un país agropecuario cuyo sector agroindustrial tiene un gran encadenamiento, representó un fuerte crecimiento. Estos procesos de intensificación agrícola, a su vez pueden tener externalidades negativas ya que se usan suelos más vulnerables lo que aumenta el riesgo de erosión y degradación.

Esta coyuntura, aportó una gran oportunidad a la actividad agrícola y agropecuaria con foco en las cadenas agroexportadoras, lo que definió en parte las estrategias adoptadas por el Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca (MGAP) en el sentido de: a) profundizar el desarrollo agroexportador, incluyendo a sectores de la agricultura familiar; b) desarrollar políticas para el uso sostenible de los recursos naturales (RRNN) y la adaptación al cambio climático; c) fortalecer el vínculo con el sector privado, que tiene un papel clave en inversión, innovación, capacitación de recursos humanos y desarrollo de mercados; d) inserción internacional y e) desarrollo de sistemas de información como bienes públicos.

LA LEY DE SUELOS

En Uruguay existe la Ley de Conservación de Suelos y Aguas desde 1981, reglamentada inicialmente en 1990, que fue modificada en 2004 (Decreto N° 333) y a la que posteriormente se le incorporaron modificaciones en 2008 (Decreto N° 405). En el artículo 1° de la Ley de Conservación de Suelos y Aguas del Uruguay (Ley N° 15.239) se declara: «de interés nacional promover y regular el

uso y la conservación de los suelos y de las aguas superficiales destinadas a fines agropecuarios. Se asigna al Estado, el deber de velar por prevenir y controlar la erosión y degradación de los suelos, las inundaciones y la sedimentación en cursos de agua y en los lagos y lagunas naturales y artificiales», entre otras.

En el año 2009 se aprueba la Ley N° 18.564 en la que se establece, entre otros aspectos, que los tenedores de tierras a cualquier título, quedan obligados a aplicar las técnicas que señale el MGAP y en todos los casos será solidariamente responsable el propietario del predio.

Además de las actividades de fiscalización del cumplimiento de las normas técnicas, se comenzó a implementar la aplicación del Artículo 5° del Decreto reglamentario N° 405/2008 que establece que el MGAP exigirá la presentación de un Plan de Uso y Manejo Responsable del Suelo, en el cual deberá exponerse que el sistema de producción proyectado determine una erosión tolerable, teniendo en cuenta los suelos del predio, la secuencia de cultivos y las prácticas de manejo. Para esto, los agrónomos deben realizar la cartografía de suelos del predio y, sobre las áreas cultivables utilizar la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (Wischmeier y Smith, 1978) validada para Uruguay (Durán y García Préchac, 2007; Hill et al., 2008) y presentar el plan de uso y manejo que cumpla con una erosión anual estimada menor a la tolerancia para el suelo. Los detalles de la política se pueden encontrar en la página web (www.renare.gub.uy).

Con las modificaciones de la ley quedaron incorporados dos temas básicos: la responsabilidad del propietario, aunque no sea quien esté explotando la tierra, y el monto de multa. La ley incorpora el criterio de planificación de uso del suelo como lo obligatorio, no solo existe

un listado de normas técnicas a cumplir sino que la ley obliga a planificar el uso de acuerdo a la capacidad de uso del suelo, es decir que «el suelo manda».

El conocimiento científico y la investigación como base de la política pública

La base de esta política es, en definitiva, aplicar el conocimiento actual en el manejo y conservación del suelo. Desde fines de la década del 70 el país, a través de diferentes instituciones nacionales, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Facultad de Agronomía - Universidad de la República (UDELAR) y Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP) desarrolló el ajuste y validación para su uso en las condiciones nacionales de manera confiable del modelo Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USLE). Se está, por lo tanto, capitalizando la inversión en investigación en estos temas que el país realizó durante los últimos 40 años.

El ingeniero agrónomo

La planificación del uso del suelo de acuerdo a su capacidad de uso, requiere el accionar de un agrónomo que pueda describir el recurso y proponer su mejor uso. Aquí está una de las mayores claves para el éxito de esta política que pasa por el ejercicio de la actividad profesional responsable. Se trata que el agrónomo que realiza los Planes, además de la oportunidad laboral y económica, tenga conciencia de la importancia de su trabajo y que el mismo hace a la conservación del recurso para la sostenibilidad y el desarrollo del país. Si esto se logra, gran parte del éxito de esta política está asegurado.

Los planes de uso y manejo responsable del suelo (Planes)

Reseña

En una primera etapa se trabajó con los cultivos agrícolas cerealeros y oleaginosos, iniciada con una etapa piloto en setiembre de 2010 y siendo obligatoria en abril de 2013. El MGAP tiene en sus objetivos estratégicos, ir incorporando los Planes de Uso a nuevos rubros y sistemas, en forma gradual. Durante la fase piloto se trabajó durante más de 2 años en actividades de difusión y comunicación tanto para productores y agrónomos como para abogados y escribanos, siendo estos últimos quienes conectan a los arrendatarios y propietarios a través de los contratos de arrendamiento, talleres de trabajo con técnicos, estudio de casos específicos.

Una vez concluida esta etapa previa, en abril de 2013 se comenzó la etapa de presentación obligatoria. Simultáneamente, comenzó el proceso de la acreditación de técnicos en acuerdo entre la Asociación de Ingenieros Agrónomos del Uruguay, la Facultad de Agronomía de la Udelar y el MGAP. La ley prevé que los Planes de Uso sean elaborados y presentados por ingenieros agrónomos acreditados por el MGAP (Hill y Clérico, 2013). En la figura 2 están representados los polígonos con los 13.160 Planes con 1.527.360 ha de rotación de cultivos agrícolas

Esta capa de información contiene cada una de las chacras (polígonos) del país y la proyección de su uso que cumpla con una estimación de erosión tolerable para cada situación de suelo – localidad – paisaje. De acuerdo al área objetivo, se obtiene como resultado un 95% de cumplimiento en su presentación, considerándose sumamente exitoso.

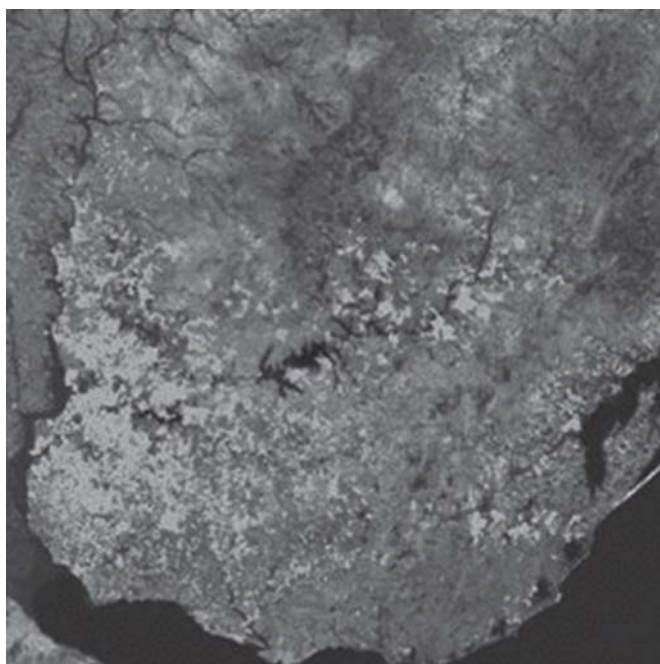


Figura 2. Área de Planes de Uso y Manejo de Suelos en Uruguay (MGAP-RENARE).

Actualmente

A la fecha hay 577 ingenieros agrónomos acreditados para elaborar y presentar planes. Los técnicos del MGAP que trabajan en planes realizaron el mismo proceso que los técnicos privados para acreditarse.

Todos los años existen dos instancias para presentar planes nuevos y modificaciones de planes presentados. Los planes nuevos son retornos de pasturas y campos nuevos que entran en agricultura y las modificaciones de los planes presentados, deben mantener los requerimientos generales de que la

erosión estimada no supere la tolerancia para ese suelo.

Análisis preliminar de la agricultura entre 2014 y 2018 en base a los planes presentados en el año 2014

Si bien el área agrícola, en planes, presentados en 2014 fue 1.440.186 ha, este análisis se realiza sobre la base de un área menor, ya que hubo información que en su momento no se pudo utilizar por algún tipo de inconsistencia.

Si bien el área total sembrada fue mayor a la procesada, se logró una cierta estabilidad en las áreas de cultivos

Cuadro 1. Evolución del área (ha) de cultivos en el período 2014 - 2018 en base a los Planes presentados en el año 2014.

Años	Cult. Cob	C. invierno + C. verano	Pasturas
2014	1.335.888	1.283.122	84.343
2015	1.183.449	1.180.610	187.350
2016	1.061.000	1.206.840	218.709
2017	1.139.295	1.186.371	174.892
2018	1.146.592	1.216.502	150.876
Promedio	1.173.245	1.214.689	163.234



Cuadro 2. Evolución del área (ha) de cultivos de invierno, en el período 2014 - 2018 en base a los Planes presentados en el año 2014.

Años	C. inv.	C. Cob	Colza	Barbecho
2014	812.490	397.209	8.156	118.034
2015	669.306	370.237	4.924	138.982
2016	614.874	288.941	5.363	151.823
2017	678.502	314.636	5.272	140.886
2018	672.228	332.069	9.588	132.707
Promedio	689.480	340.618	6.660	136.486

Cuadro 3. Evolución del área (ha) de cultivos de verano, en el período 2014 - 2018 en base a los Planes presentados en el año 2014.

Años	Soja	Sorgo-maiz	Girasol
2014	1.051.184	231.233	705
2015	890.507	289.071	1.032
2016	980.040	225.052	1.747
2017	976.345	208.994	1.032
2018	962.854	252.943	705
Promedio	972.186	241.459	1.044

agrícolas en el período. En términos generales, hay un aumento en el área de cultivos de invierno y coberturas, siendo la suma de estas dos equivalente al área de soja. Si bien el área de cultivos de verano (sorgo/maíz + soja) sigue siendo mayor a la de cultivos de invierno (trigo + cebada), al considerar los cultivos de cobertura las áreas se emparejan. Esto estaría indicando que, de acuerdo a la capacidad de uso de los suelos del país y las estimaciones de erosión realizadas, no es viable la agricultura en base a soja sin la cobertura invernal y fundamentalmente esta cobertura debe ser un cultivo de invierno para grano. El área de cultivos de invierno que se ajustó a partir de los Planes, puede estar sobreestimada ya que tanto en 2014 como en 2015 esa área no se alcanzó. De todas maneras, es importante que se cumpla con el área cultivos de invierno más cobertura. También se observó un aumento del área

de pasturas asociada a la agricultura pasando de 84.000 a 150.000 ha con un pico de algo más de 200.000 ha en 2016. Existen, sin embargo, unas 140.000 ha anuales de barbecho invernal, estas áreas deberían estar asociadas a rastrojos de sorgo / maíz, aunque no está analizado aún. En verano, en promedio, el 80% del área planificada es soja con un rango entre el 75 y el 82%.

En términos generales, de acuerdo a lo analizado hasta el momento, podría decirse que el impacto de los Planes de Uso se ve más en el aumento de cultivos y coberturas de invierno e inclusión de pasturas en las rotaciones que en una disminución en el área de soja. Esta información surge de los Planes tal como han sido presentados, ya que recién se está empezando a analizar la calidad agronómica de los mismos y están siendo presentadas modificaciones.

Niveles de monitoreo seguimiento fiscalización

El seguimiento y fiscalización se realiza a tres niveles:

- 1) Se presentó o no el Plan.
- 2) El Plan está bien realizado.
- 3) Se cumplió con el Plan.

Para el primer y tercer caso, los responsables son los propietarios de padrones y «tenedores a cualquier título» que en su mayoría son arrendatarios. En el segundo caso, la responsabilidad es del agrónomo que realiza el Plan.

No presentación del plan: omisos

La metodología aplicada para esto consiste, en primer lugar, en la comparación de imágenes satelitales en las que se observa algún tipo de cultivo probable y la capa de Planes presentados. De esto surge una capa de información con «posibles omisos». Los técnicos territoriales realizan la constatación a campo y a partir de ahí se constituye o no en omiso.

Dado el alto nivel de cumplimiento obtenido, esta ha sido una tarea compleja. Hasta el momento se han detectado 69 chacras sin Planes que corresponden a 9.259 hectáreas. A su vez, hay más áreas sin Planes presentados que correspondieron a ajustes de área de empresas que sí presentaron Planes. Estos no fueron considerados omisos en esta etapa.

Revisión de planes presentados

Para el caso de la evaluación de la calidad de los Planes se revisó al menos un Plan por técnico. En este proceso se realizaron observaciones que van desde aspectos formales, de geometría hasta observaciones de carácter agronómico en las que se cita al técnico para discutir las. Un ejemplo de aspectos formales es que si la estimación de pérdida de suelo supera la tolerancia, se con-

sidera un Plan inválido. En una primera instancia se comunica al técnico solicitando que levante la observación. Esto se constató en 212 Planes que representan 24.255 hectáreas.

Se está trabajando con una comisión de la Asociación de Ingenieros Agrónomos para adecuar un protocolo en lo que respecta a la revisión del contenido agronómico de los Planes presentados para convalidar criterios utilizados.

Este proceso implica un trabajo importante y responsable del agrónomo que elabora el Plan. Se requiere un alto nivel de conciencia y responsabilidad así como de conocimiento. Esto está en proceso de construcción y entendemos que la colegiación de la profesión puede constituir una herramienta para la gestión de este aspecto de los Planes.

Cumplimiento de planes

Para el caso de la fiscalización del cumplimiento del Plan, en principio, se estableció un área objetivo a fiscalizar. Para la primera campaña se estableció como área objetivo el área destinada a sorgo-maíz y la destinada a pasturas: 22% de los Planes (2.946 de 13.160 Planes) que abarcan 296.768 ha.

De estos 2.946 Planes se visitaron 1.685. En el 33% de los casos se constató la presencia de soja en lugar del sorgo/maíz o pasturas, que correspondía a lo declarado. De esto se desprende que se ha podido constatar un incumplimiento general del orden del 7% de los Planes presentados, representando un 4% del área total.

Para esta etapa, en la que se está consolidando la norma y adaptación del sector a la misma, estos incumplimientos generaron una sanción de apercibimiento que implica un antecedente jurídico sin sanción económica. Se ha planteado desde el inicio, que el proceso sancionatorio sea gradual ya que no es un fin en sí mismo.

Planes para la producción lechera sostenible (PLS)

La gradualidad prevista en la incorporación de otros rubros productivos a la aplicación de la exigencia de esta norma técnica, que constituyen los Planes de Uso y Manejo de Suelos, se vio acelerada por los problemas generados con la contaminación del agua en la cuenca del Río Santa Lucía, fuente de agua para el abastecimiento de más del 60% de la población del país. En ese sentido, y dentro de las medidas establecidas para dicha cuenca, surgió la aplicación de los Planes de Lechería Sostenible (PLS). Desde agosto 2014 se establecieron trabajos con técnicos que estaban asesorando productores lecheros, en la mencionada cuenca, y más específicamente el área piloto definida para comenzar con su exigencia. Se realizaron, al igual que en la agricultura de secano, talleres para probar las herramientas. Hoy día se está en la etapa de presentación de planes a través de técnicos registrados, cuyo vencimiento es el 29 de abril de 2016, para el área piloto, y para el resto de los productores lecheros de la cuenca el 30 de setiembre de 2016.

Los productores lecheros que deben presentar un PLS, son todos los ubicados en la cuenca del embalse de Paso Severino, que posean 50 o más vacas en ordeño. La variante respecto a los planes de secano, es que contempla aspectos específicos de contaminación de agua, con la inclusión en dichos PLS de un programa de manejo de la fertilización química y orgánica, como medida para controlar el nivel de fósforo en el suelo.

Externalidades

La información generada en los Planes de Uso como bien público constituye, en la medida que sea consistente, una potente base de información que puede ser tanto usada como capitali-

zada para otros objetivos. Algunos de ellos ya han sido utilizados por el Instituto de Logística en el diseño de las necesidades de infraestructura de caminería, los gobiernos departamentales para su priorización en la caminería o por los agentes vinculados al rubro semillero para prever las necesidades de disponibilidad de semillas. Por lo tanto, en este proceso de consolidación de esta política pública, el país está teniendo otros beneficios más allá del objetivo principal. A su vez y aún por explorarse, se podría contar con algún sello país de «agricultura sin erosión» u otro que se pueda certificar y/o trazar a partir de esta política de conservación de suelos.

CONSIDERACIONES FINALES

Desde el inicio de la implementación de esta política, fue clave el apoyo recibido del sector agropecuario.

A dos años de la implementación, se encuentra a la agricultura de secano planificada con criterios técnicos, con 577 técnicos acreditados, con el país siendo referencia regional por esta política.

Los desafíos para adelante son:

- Continuar con los Planes de uso de secano, a través de ajustes y mejoras en esta construcción.
- Implementar y consolidar los Planes de uso para la producción lechera sostenible.
- Profundizar y mejorar la información para potenciar la herramienta en aspectos técnicos, que redunde en una mejor planificación del recurso suelo a nivel predial
- Existen otras normas técnicas cuyo cumplimiento es imprescindible, para acompañar y complementar a los Planes de uso en el logro del objetivo de conservación del suelo y esto se viene fiscalizando con mayor regularidad e intensidad desde el año 2008.



BIBLIOGRAFÍA

DURÁN A, GARCÍA PRÉCHAC F. 2007. Suelos del Uruguay, origen, clasificación, manejo y conservación. Vol II. Montevideo. Hemisferio Sur. 358p.

HILL M, CLÉRICI C. 2013. III Simposio Nacional de Agricultura. Implementación de planes de uso y manejo responsable del suelo. 167-170.

HILL M, GARCÍA PRÉCHAC F, TERRA J, SAWCHIK J. 2008. Incorporación del efecto del contenido de agua en el suelo en el modelo USLE/RUSLE para estimar erosión en Uruguay. Agrociencia, 12(2): 57 – 67.

WISCHMEIER WH, SMITH DD. 1978. Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. Washington: USDA. 58p. (Agricultural Handbook 537).