



INSTITUTO
NACIONAL DE
INVESTIGACIÓN
AGROPECUARIA

URUGUAY



**EVALUACIÓN AGRONÓMICA
Y DE IMPACTO AMBIENTAL
EN SUELOS Y AGUAS, DEBIDO
AL USO DE LA CAMA DE
POLLO COMO
FERTILIZANTE O ENMIENDA
ORGÁNICA CON DIFERENTES
GRADOS DE
PROCESAMIENTO**

ABRIL 2020

SERIE
FPTA-INIA

86

EVALUACIÓN AGRONÓMICA Y DE IMPACTO AMBIENTAL EN SUELOS Y AGUAS, DEBIDO AL USO DE LA CAMA DE POLLO COMO FERTILIZANTE O ENMIENDA ORGÁNICA CON DIFERENTES GRADOS DE PROCESAMIENTO

Proyecto FPTA - 333

Institución ejecutora:

Facultad de Ciencias Agrarias - Universidad de la Empresa

Jefe de Proyecto:

Ing Agr. Armando Rabuffetti (†) (2014-2017)

Ing. Agr. Carlos Beloqui (2017-2018)

Equipo Técnico:

Ing. Agr. Alfredo Silva, Ing. Agr. Roberto Docampo^{***}, Ing. Agr. Germán Fernández*,
Ing. Agr. Santiago Collazo* Lic. Anisleidy Rivero^{**}. Brs, Carolina Cabrera* y Valentina
Rodríguez*.

Consultor: Profesor Michel Kaemmerer, Instituto Nacional Politécnico, Toulouse, Francia

Equipo de Gestión Administrativa: Tec. Jorge Montes, Lic. Patricia Ferre^{**}

Laboratoristas: Ing. Agr. Horacio Rivero, Lic. Yaily Rivero^{**}, Prof. Qca. Silvana Fleccia

* Tesistas de grado

** Lic en Microbiología, Lic. en Gestión Agropecuaria

*** A partir de julio de 2016

Título: EVALUACIÓN AGRONÓMICA Y DE IMPACTO AMBIENTAL EN SUELOS Y AGUAS, DEBIDO AL USO DE LA CAMA DE POLLO COMO FERTILIZANTE O ENMIENDA ORGÁNICA CON DIFERENTES GRADOS DE PROCESAMIENTO

Autores de la publicación: Carlos Beloqui, Alfredo Silva, Roberto Docampo y Germán Fernández.

Serie: FPTA N° 86

e-ISBN: 978-9974-38-441-5

© 2020, INIA

Editado por la Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología de INIA
Andes 1365, Piso 12. Montevideo, Uruguay
<http://www.inia.uy>

Quedan reservados todos los derechos de la presente edición. Este libro no se podrá reproducir total o parcialmente sin expreso consentimiento del INIA.

Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria

Integración de la Junta Directiva



FONDO DE PROMOCIÓN DE TECNOLOGÍA AGROPECUARIA

El Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria (FPTA) fue instituido por el artículo 18° de la ley 16.065 (ley de creación del INIA), con el destino de financiar proyectos especiales de investigación tecnológica relativos al sector agropecuario del Uruguay, no previstos en los planes del Instituto.

El FPTA se integra con la afectación preceptiva del 10% de los recursos del INIA provenientes del financiamiento básico (adicional del 4o/oo del Impuesto a la Enajenación de Bienes Agropecuarios y contrapartida del Estado), con aportes voluntarios que efectúen los productores u otras instituciones, y con los fondos provenientes de financiamiento externo con tal fin.

EL FPTA es un instrumento para financiar la ejecución de proyectos de investigación en forma conjunta entre INIA y otras organizaciones nacionales o internacionales, y una herramienta para coordinar las políticas tecnológicas nacionales para el agro.

Los proyectos a ser financiados por el FPTA pueden surgir de propuestas presentadas por:

- a) los productores agropecuarios, beneficiarios finales de la investigación, o por sus instituciones.
- b) por instituciones nacionales o internacionales ejecutoras de la investigación, de acuerdo a temas definidos por sí o en acuerdo con INIA.
- c) por consultoras privadas, organizaciones no gubernamentales o cualquier otro organismo con capacidad para ejecutar la investigación propuesta.

En todos los casos, la Junta Directiva del INIA decide la aplicación de recursos del FPTA para financiar proyectos, de acuerdo a su potencial contribución al desarrollo del sector agropecuario nacional y del acervo científico y tecnológico relativo a la investigación agropecuaria.

El INIA a través de su Junta Directiva y de sus técnicos especializados en las diferentes áreas de investigación, asesora y facilita la presentación de proyectos a los potenciales interesados. Las políticas y procedimientos para la presentación de proyectos son fijados periódicamente y hechos públicos a través de una amplia gama de medios de comunicación.

El FPTA es un instrumento para profundizar las vinculaciones tecnológicas con instituciones públicas y privadas, a los efectos de llevar a cabo proyectos conjuntos.

De esta manera, se busca potenciar el uso de capacidades técnicas y de infraestructura instalada, lo que resulta en un mejor aprovechamiento de los recursos nacionales para resolver problemas tecnológicos del sector agropecuario.

El Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria contribuye de esta manera a la consolidación de un sistema integrado de investigación agropecuaria para el Uruguay.

A través del Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria (FPTA), INIA ha financiado numerosos proyectos de investigación agropecuaria a distintas instituciones nacionales e internacionales. Muchos de estos proyectos han producido resultados que se integran a las recomendaciones tecnológicas que realiza la institución por sus medios habituales.

En esta serie de publicaciones, se han seleccionado los proyectos cuyos resultados se considera contribuyen al desarrollo del sector agropecuario nacional. Su relevancia, el potencial impacto de sus conclusiones y recomendaciones, y su aporte al conocimiento científico y tecnológico nacional e internacional, hacen necesaria la amplia difusión de estos resultados, objetivo al cual se pretende contribuir con esta publicación.

“El consumo de fertilizantes nitrogenados en Uruguay y en el mundo continuará creciendo porque el nitrógeno es un factor crítico para aumentar la producción de alimentos.

Generar información científica y tecnológica que permita ofrecer opciones para un uso eficiente de este nutriente, continuará siendo uno de los objetivos más importantes de la investigación en fertilidad de suelos y un criterio rector para el manejo responsable de este insumo a nivel de técnicos asesores y productores.”

Profesor Armando Rabuffetti en su obra póstuma “La Fertilidad del Suelo y su Manejo”

PRÓLOGO

La presente publicación describe y presenta los principales resultados de un trabajo que refleja y encara posibles soluciones a la preocupación creciente con relación a la afectación del ambiente por las actividades humanas, particularmente las agropecuarias.

El planteo científico del proyecto se realizó a través de un abordaje minucioso y preciso, tal vez hasta ambicioso, con lineamientos visionarios trazados por el PROFESOR Armando Rabuffetti. Brillante investigador que desde hace décadas atrás se preocupó y ocupó de destacar los atributos de las enmiendas orgánicas y evaluar alternativas para que su empleo, al tiempo de mejorar los suelos y su productividad, no afectara el medio ambiente y fuese económicamente viable.

Si bien al momento de dejarnos repentinamente estaba dedicado casi al cien por ciento a su obra póstuma, mantenía la "llama" docente encendida a través de los tesisistas del proyecto, y sabíamos que contaríamos con él para la evaluación de resultados. Lamentablemente eso no pudo ser, y nos encontramos con la enorme responsabilidad de culminar lo que a la postre fue su último trabajo de investigación. Lo asumimos con el convencimiento de que el resultado no sería el mismo, pero con el desafío de no defraudar a quien sin duda fue un guía y depositó su confianza en nuestro trabajo.

Tres de los autores hemos tenido el honor de conocerlo e interactuar en diversas épocas y en diversas actividades desde hace más de treinta años, y si tenemos que destacar su faceta profesional inmediatamente coincidimos: PROFESOR, INVESTIGADOR Y CIENTÍFICO, así, con todas las letras y en mayúscula. Y si tenemos que conjugar las tres: su generosidad científica y su pasión por la docencia.

Por esto último, y porque el cuarto autor, Germán, es uno de sus últimos tesisistas con el que mucho interactuó, qué mejor que culminar con su visión del Profesor: "Tuve el privilegio de conocer a Armando cómo docente, tutor de tesis y como responsable de este proyecto de investigación, en todas estas tareas se mostró extremadamente humilde y generoso. En el desarrollo del proyecto él confió mucho en el equipo de trabajo, sin embargo, parecía estar varios pasos delante nuestro. Cuando acudíamos a él con dudas, siempre había una respuesta, producto de su gran conocimiento y su enorme capacidad para transmitirlo. En resumen, Armando dejó mucho en cada uno de nosotros, fundamentalmente por su forma de ser, que nos inspiraba a más".

Los Autores

Índice general

Capítulo 1. FUNDAMENTOS Y OBJETIVOS	11
1.1. Marco General	11
1.2. El problema del manejo de residuos de la producción avícola y sus posibles abordajes.....	11
1.3. Estrategia de investigación.....	13
1.4. Objetivos.....	13
Capítulo 2. ACTIVIDADES Y RESULTADOS	14
2.1. Monitoreo de aguas superficiales y subterráneas cercanas a sitios de acumulación y/o aplicación de cama de pollo.	14
2.1.1. Resultados del estado químico	14
Aguas subterráneas	14
Aguas superficiales	15
Fosfatos en agua	16
2.1.2. Resultados del relevamientos microbiológico	16
2.2. Los procesos de compostaje	18
2.3. Los experimentos de campo.....	20
2.3.1. Experimento 1: Evaluación de fuentes nitrogenadas orgánicas	20
2.3.1.a Resultados y discusión.....	22
Rendimiento de materia seca y extracción de nitrógeno	22
Equivalencia entre el N orgánico y el N mineral	25
Extracción de fósforo y potasio.....	26
Evaluación de la residualidad de los tratamientos.....	28
Nivel de fósforo y bases intercambiables luego de los testeos de residualidad	29
Evolución del carbono orgánico almacenado en el suelo.....	30
Evolución de la densidad aparente del suelo	32
2.3.2. Experimento 2: Evaluación de la fertilización nitrogenada combinada (orgánica-mineral).....	34
2.3.2.a Resultados y discusión.....	35
Rendimiento de materia seca y extracción de nitrógeno	35
Extracción de fósforo y potasio.....	36
Evaluación de la residualidad de los tratamientos.....	38
Evolución de los nitratos en el suelo.....	39
Nivel de fósforo en el suelo luego de los testeos de residualidad	40
Evolución del carbono orgánico del suelo	42
Evolución de la densidad aparente del suelo	43
Evolución de las bases intercambiables	45
2.3.3 Impacto ambiental del uso de estiércol de ave asociado con el escurrimiento superficial.....	45

2.3.3.a Resultados y discusión.....	47
Esgurrimiento total y carga de sedimentos	47
Contenido de fósforo total y soluble.....	48
Concentración de N total, N-NO ₃ y N-NH ₄ en el escurrimiento.....	51
Capítulo 3 CONCLUSION	53
Bibliografía	56

Autores de la publicación:

Carlos Beloqui
 Alfredo Silva
 Roberto Docampo
 Germán Fernández

EVALUACIÓN AGRONÓMICA Y DE IMPACTO AMBIENTAL EN SUELOS Y AGUAS, DEBIDO AL USO DE LA CAMA DE POLLO COMO FERTILIZANTE O ENMIENDA ORGÁNICA CON DIFERENTES GRADOS DE PROCESAMIENTO

FPTA 333

Período de Ejecución: Jun. 2014 - Dic. 2017

Capítulo 1.

FUNDAMENTOS Y OBJETIVOS

1.1. Marco General

La producción avícola del país genera anualmente, en base seca, aproximadamente 100,000 toneladas de estiércol, material que en su mayoría permanece depositado a cielo abierto por períodos variables o es esparcido sobre los suelos cercanos. Si bien son ampliamente conocidos los beneficios del estiércol en términos de suministro de nutrientes y mantenimiento o mejora en la calidad de los suelos, su permanencia en depósitos o aplicaciones excesivas y no concordantes en el tiempo con las necesidades de nutrientes de los cultivos (particularmente nitrógeno), potencian el impacto ambiental negativo. Este puede ser: (i) contaminación por nitratos de las aguas subterráneas, (ii) eutrofización de aguas superficiales por acumulación de nitrógeno (N) y fósforo (P) debido al escurrimiento y erosión de los suelos, y (iii) contaminación de suelos, aguas y cultivos por patógenos.

Es necesario entonces avanzar hacia estrategias de manejo del estiércol que minimicen los riesgos ambientales y viabilicen su utilización como fertilizante o enmienda. Además de las prácticas

agronómicas necesarias (dosis, épocas y formas de aplicación) para asegurar el uso eficiente del estiércol, se deben incorporar tecnologías de procesamiento que contribuyan desde el propio sitio de producción o acumulación a disminuir riesgos ambientales.

Una de esas tecnologías es el compostaje, ya sea el realizado hasta la obtención de un producto maduro o estable (compost), o ya sea el que se denomina “compostaje parcial” o “compostaje termófilo”, en el que se desarrolla sólo la fase termófila del proceso, que es la principal que elimina los microorganismos patógenos y la viabilidad de semillas de malezas.

1.2. El problema del manejo de residuos de la producción avícola y sus posibles abordajes

En la actualidad se estima que la producción de pollos parrilleros y ponedoras en jaula genera anualmente un volumen de estiércol de aproximadamente 91500 toneladas de materia seca, lo que, en términos de contenido de nitrógeno (N), fósforo (P), y potasio (K) equivale a 7500 toneladas de urea, 14000 toneladas de superfosfato de calcio y 3800 toneladas de cloruro de potasio¹.

Un destino bastante generalizado a nivel internacional del estiércol de aves, y que

¹ Estimación considerando 48,5 t de cama de pollo y 43 t de estiércol de ponedora y asumiendo un contenido promedio de 3, 1.5 y 1.9 % de N, P y K, y de 4.5, 1.7 y 2.2 % respectivamente.

tradicionalmente se ha seguido en nuestro país, particularmente en zonas donde se concentra la producción avícola, es su uso como fuente de nutrientes y/o enmienda orgánica de los suelos. Su valor como abono y enmienda para la producción de cultivos, pasturas, hortalizas y frutales es conocido desde hace largo tiempo. Aporta N, P, K y otros nutrientes como calcio (Ca), magnesio (Mg), azufre (S), manganeso (Mn) y zinc (Zn); pero es relevante también, incluso con mayor importancia, como enmienda orgánica con el objetivo de mejorar la condición física y química de los suelos (aireación, retención de agua, capacidad de intercambio catiónico). El estiércol de ave como enmienda es una herramienta relevante de manejo para agregar carbono (C) a suelos degradados en su productividad o bajo sistemas de cultivos en los que se retira en la cosecha toda la biomasa vegetal.

Una de las dificultades de este insumo es que cuando se aplican en forma frecuente cantidades que sobrepasan significativamente las necesidades en nutrientes de los cultivos, en el mediano plazo no solo pueden generarse desbalances nutritivos por acumulación excesiva de P, K, Zn y Cu (Sistani *et al*, 2004, Bear, 1963), sino que se aumenta significativamente el riesgo de impacto ambiental por:

- a. La contaminación de las aguas subterráneas (pozos y napas freáticas) por nitratos.
- b. La eutrofización de las aguas de tajamares, lagunas y cursos de agua por acumulación en las mismas de N y P debido a la erosión y escurrimiento superficial.
- c. La contaminación de suelos y aguas con patógenos, metales pesados y/o agroquímicos.

Además de estos potenciales efectos contaminantes asociados a la aplicación de estiércol a los suelos, se encuentra la posible contaminación debida a las pérdidas por escurrimiento que pueden originarse desde los propios sitios de depósitos, especialmente cuando los mismos son mantenidos a cielo abierto, como habitualmente sucede en nuestro país.

Asimismo, es necesario considerar que al ser la producción avícola una actividad concentrada geográficamente, los altos volúmenes de estiércol fresco generados en los establecimientos, de difícil, riesgoso y costoso transporte, determinan

que normalmente se realice la acumulación o la aplicación masiva en las zonas cercanas.

A nivel mundial, regional y nacional existe una creciente presión de los organismos reguladores en avanzar rápidamente hacia reglamentaciones relativas al manejo del estiércol de ave desde su lugar de producción, almacenaje y distribución a efectos de reducir los riesgos ambientales y preservar su empleo como fertilizante o enmienda. En particular se insiste en la necesidad de algún tipo de procesamiento para reducir el número de patógenos a grados mínimos. Existen ya regulaciones que prohíben el uso del estiércol fresco no procesado en suelos destinados a la producción hortícola, o en pasturas sobre las que se alimenten animales. A las medidas agronómicas asociadas con dosis, épocas, frecuencia y formas de localización del estiércol, uso de fajas empastadas, cultivos de cobertura, etc. que necesariamente deben considerarse para un uso eficiente y ambientalmente seguro del estiércol como fertilizante o enmienda, se agregan otras medidas vinculadas a estrategias de procesamiento que también pueden contribuir, desde el propio sitio de producción y acumulación del estiércol, a reducir alguno de los riesgos ambientales que el mismo genera.

Una de las estrategias más utilizadas y de mayor seguridad para reducir el número de patógenos de alto riesgo para la salud animal y humana que pueden contaminar cultivos alimenticios, pasturas y llegar hasta fuentes de aguas cercanas, es el compostaje. Esta tecnología, además, permite el transporte ambientalmente seguro del estiércol hacia otras zonas.

Entre los inconvenientes de la técnica está la necesidad de que el saneamiento del estiércol no resulte en un aumento significativo de los costos finales que dificulten su comercialización. Por ello se ha generado importante información y se han logrado avances tecnológicos hacia la obtención de formas de "compostaje parcial" que resultan en un producto seguro desde el punto de vista sanitario, pero a un costo atractivo para su utilización en los suelos.

No hay duda de que entre el estiércol en su estado natural (no procesado) y los distintos grados y procesos de compostaje, no solo existen diferencias en el grado de efectividad de control de patógenos. Las diferencias en los tiempos del proceso, temperaturas que se alcanzan y

fuentes de carbono utilizadas, también determinan diferencias en el comportamiento agronómico de los productos finales. Particularmente, en relación a la velocidad con la que pueden liberar nutrientes asimilables, y a las características de la materia orgánica que aportan. Es necesario entonces generar información que permita definir pautas y desarrollar normativas de manejo específicas para los distintos tipos de materiales obtenidos.

1.3 Estrategia de investigación

En base al contexto reseñado, se presentó al INIA para financiamiento por el Fondo de Promoción de Tecnología Agropecuaria (FPTA), un proyecto de investigación con una estrategia sustentada en cinco componentes:

1. Diagnóstico del estado químico y microbiológico actual de aguas subterráneas y superficiales cercanas a sitios de acumulación o de aplicación de altas dosis de cama de pollo no procesada.
2. “Compostaje completo” y “compostaje parcial” (“compostaje termófilo”) de cama de pollo y estiércol de gallina y caracterización fisicoquímica y fitosanitaria de los productos obtenidos.

3. Evaluación comparativa, mediante experimentación de campo, de los efectos directos y residuales de estos materiales en el rendimiento de cultivos, contaminación de aguas subterráneas y calidad de suelo.
4. Evaluación del impacto ambiental de diferentes formas de aplicación de cama de pollo con distintos grados de procesamiento asociado con el escurrimiento superficial y erosión de los suelos.
5. Difusión y adopción de tecnologías mejoradas sobre acondicionamiento y uso del estiércol.

1.4 Objetivos

El Proyecto de investigación se desarrolló con los objetivos de:

- Contribuir a evaluar el impacto ambiental y de contaminación en suelos y aguas de la utilización del estiércol de ave.
- Definir tecnologías económicamente viables de procesamiento del estiércol de ave que viabilicen y aseguren la inocuidad del residuo en su transporte y utilización.
- Establecer las prácticas de manejo agronómico que permitan su adecuada utilización como fertilizante o enmienda orgánica.

Capítulo 2.

ACTIVIDADES Y RESULTADOS

2.1. Monitoreo de aguas superficiales y subterráneas cercanas a sitios de acumulación y/o aplicación de cama de pollo.

La actividad comprendió entrevistas y relevamientos de campo a productores avícolas y hortícolas que aplican cama de pollo en el área rural de los departamentos de Montevideo y Canelones. Se seleccionaron establecimientos con fuentes de agua cercanas a los sitios de acumulación de estiércol o aplicación frecuente de altas dosis (de 5 a 20 t ha⁻¹) de estiércol no procesado en los últimos 5-10 años. Los predios seleccionados se ubican en Punta Espinillo, Paso de la Arena y Melilla del departamento de Montevideo, y los Cerrillos, Cuchilla Verde, San Bautista y San Jacinto del departamento de Canelones.

Se relevaron en total 13 predios obteniéndose información química y microbiológica de fuentes de agua, 11 subterráneas (pozos artesanales o semisurgentes) y 6 superficiales (tajamares).

El diagnóstico del estado químico se determinó mediante la concentración de nitratos y fosfatos

de las aguas muestreadas. Para la determinación de nitratos se utilizó el Método de reducción por Cadmio (Standard Method 4500E-22nd ed.2012 adaptado), y para fosfatos el método de Murphy y Riley (1962). El muestreo de aguas subterráneas se realizó en las bocas de extracción (bomba o molino) y el de aguas superficiales entre los 0,30 y 0,50 metros de profundidad según la norma APHA 9060 (2004).

2.1.1 Resultados del estado químico

Aguas subterráneas

La concentración de N-NO₃ de todas las fuentes de agua subterránea relevadas se encuentran por debajo del límite máximo permitido para las clases 1, 2a, 2b y 3 definidas en el Decreto Nacional 253/79, sin perjuicio que en cuatro de los puntos relevados están muy próximos al mismo (figura 1).

Los productores con niveles más altos utilizan cama de pollo en cantidades no menores a las 10 t ha⁻¹ desde hace al menos 10 años, y tienen sus perforaciones entre 5 a 10 m de distancia del sitio de aplicación. Estas distancias y la cantidad y frecuencia de uso de la enmienda son elementos que incrementan los riesgos de contaminación de las fuentes de agua subterránea (Perdomo y col., 2001).

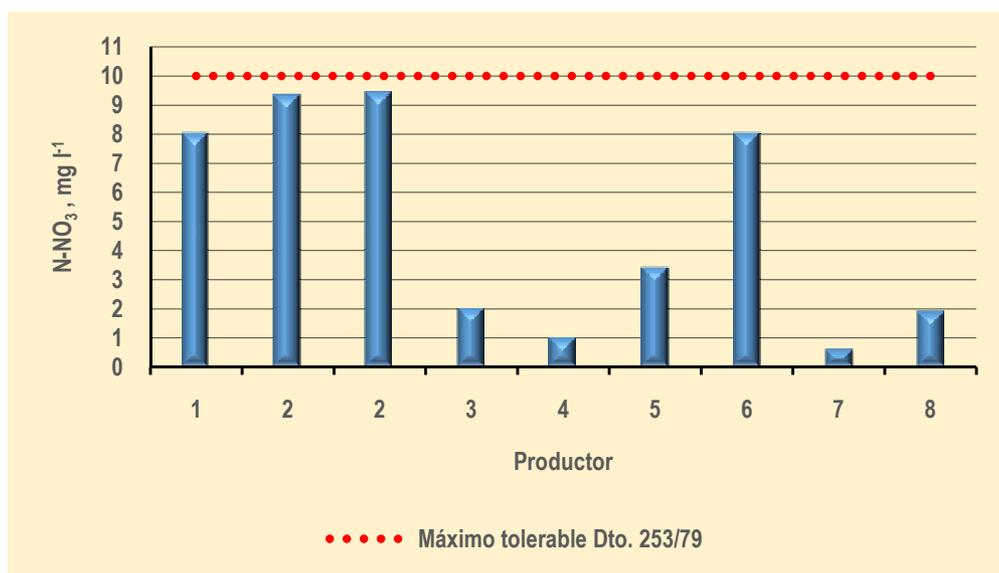


Figura 1. Concentración de nitratos determinada en las aguas subterráneas relevadas.

Aguas superficiales

El nivel de N-NO₃ en las aguas superficiales analizadas presenta niveles significativamente más bajos que el establecido por el Decreto 253/79 (figura 2).

Complementando la información, en la figura 3 se observa que no hay relación entre los niveles de N-NO₃ en aquellos productores que en sus predios tienen ambas fuentes de agua. Los cuatro predios con menores niveles en el agua superficial mostraron variabilidad en los niveles del agua subterránea.

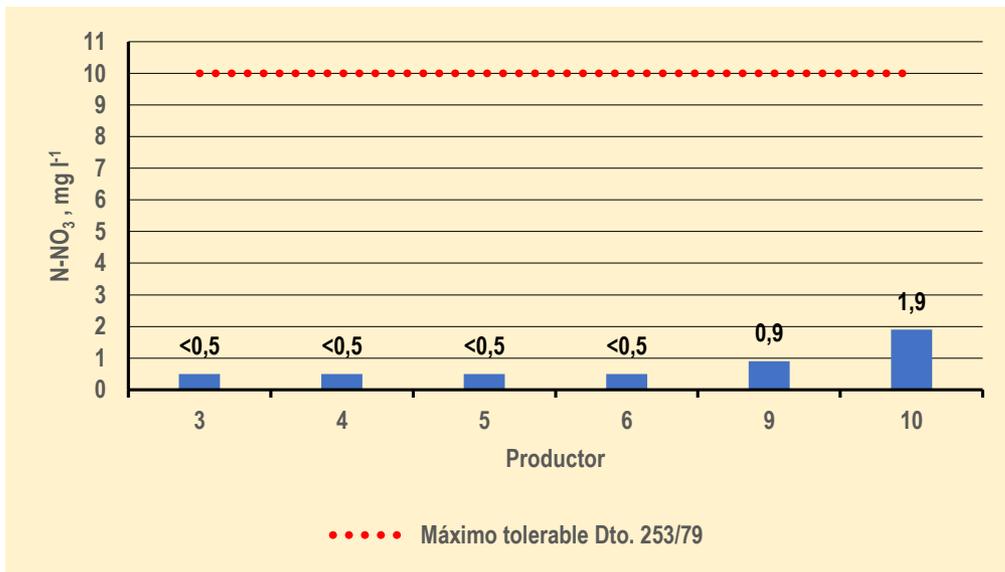


Figura 2. Nitrógeno en forma de nitratos en aguas superficiales.

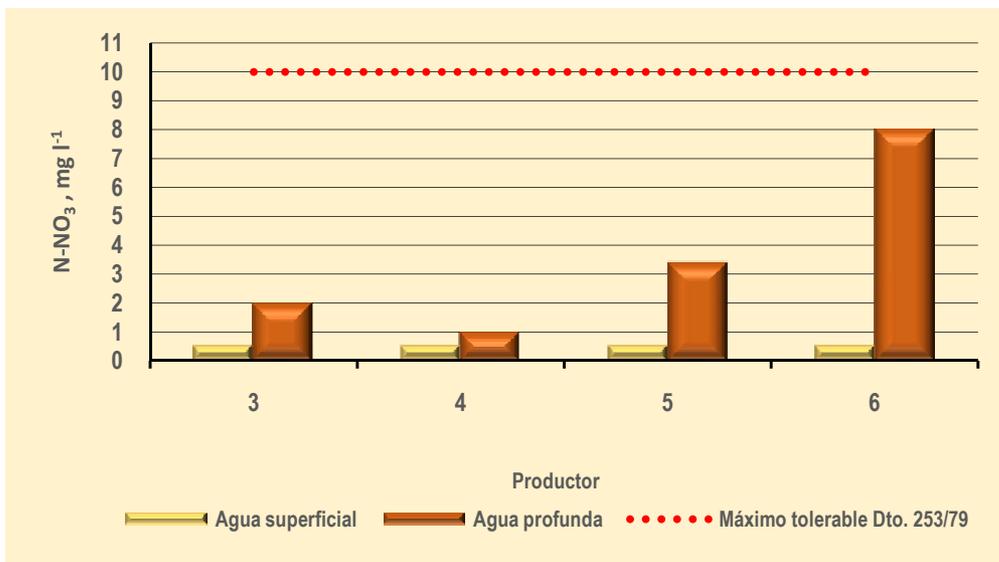


Figura 3 Comparación de la concentración de N-NO₃ en agua subterránea y superficial en los predios con ambas fuentes.

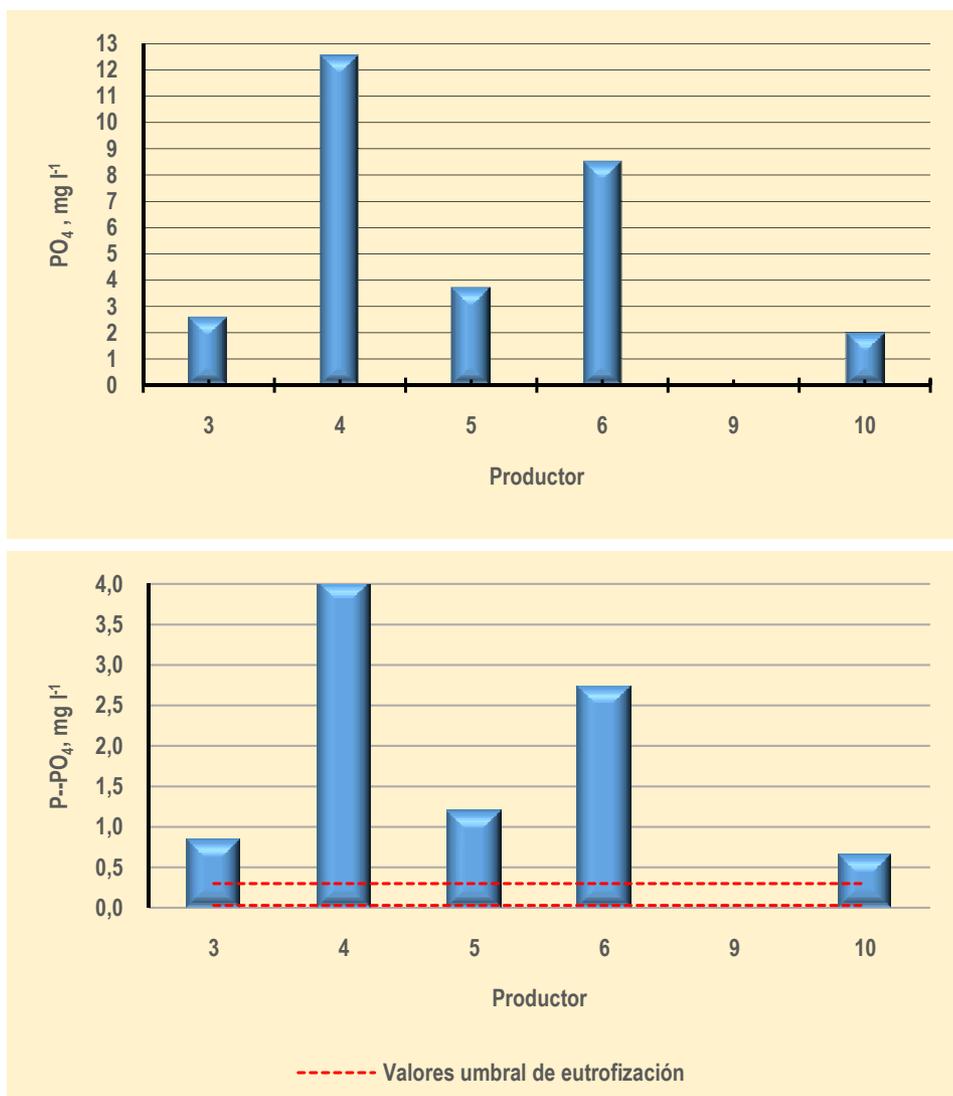


Figura 4. Contenido de PO_4 y equivalencia en $P-PO_4$ en aguas superficiales.

Fosfatos en agua

Los valores encontrados de PO_4 presentaron un patrón inverso a los de nitratos, mientras que con los métodos de análisis utilizados en las aguas subterráneas no se detectó PO_4 , en las superficiales, salvo en uno de los sitios, los valores detectados estuvieron por encima del rango umbral para la eutrofización (10-100 $mg\ P\ l^{-1}$, Mason, 1991 citado por Sims y Wolf, 1994) (figura 4). Si bien la inducción del proceso de eutrofización depende también de los niveles de N y, de forma relevante, de la relación N:P en el agua (Sims y Wolf, 1994).

Los niveles determinados también superaban el límite máximo permitido para las clases 1, 2a, 2b y 3 definidas en el Decreto Nacional 253/79 (0.025 $mg\ P\ l^{-1}$).

2.1.2 Resultados del relevamiento microbiológico

En los mismos sitios antes descriptos, se realizaron tomas de muestras de las aguas para la caracterización microbiológica, realizándose los análisis en el Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU). En el cuadro 1 se presentan los resultados en cada uno de los microorganismos determinados.

Cuadro 1. Contenido microbiano en el agua de pozos y tajamares en áreas próximas a concentraciones de estiércol de aves y/o de aplicación al suelo

Parámetro biológico (UFC/100 ml)	ESTABLECIMIENTO MUESTREADO – FUENTE DE AGUA															
	2a pozo	2b pozo	3 Pozo tajamar	3 tajamar	4 Pozo tajamar	4 tajamar	5 pozo Tajamar	5 Tajamar	6 pozo tajamar	6 tajamar	7 Pozo	7 Pozo	8 Pozo	8 Tajamar	9 Tajamar	10 tajamar
Clostridios sulfito reductores	<1.0E+02	<1.0E+02	4.5E+02	1.4E+04	5.0E+02	6.4E+02	4.8E+01	3.9E+03	3.0E+01	8.7E+02	6.0E+00	1.8E+02	2.0E+02	9.0E+01		
Streptococos fecales (grupo Enterococos)	10	10	1.0E+03	1.0E+04	1.8E+02	5.0E+02	<1.0E+02	9.0E+02	2.0E+01	2.0E+01	<1.0E+00	1.6E+03	<1.0E+02	<1.0E+02		
Coliformes totales	<1.0E+02	<1.0E+02	1.4E+04	2.0E+04	1.1E+04	1.0E+03	1.6E+03	8.0E+02	<1.0E+02	<1.0E+02	6.8E+01	1.0E+02	<1.0E+02	<1.0E+02		
Coliformes termotolerantes (fecales)**	<1.0E+02	<1.0E+02	1.1E+04	2.0E+04	6.0E+03	1.0E+03	<1.0E+02	8.0E+02	<1.0E+02	<1.0E+02	<1.0E+00	<1.0E+02	<1.0E+02	<1.0E+02		
Escherichia coli	<1.0E+02	<1.0E+02	8.6E+03	2.0E+04	<1.0E+03	1.0E+03	<1.0E+02	3.0E+02	<1.0E+02	<1.0E+02	<1.0E+00	<1.0E+02	<1.0E+02	<1.0E+02		
Salmonella spp	ausente en 1000 ml	ausente en 1000 ml	ausente en 500ml	ausente en 500ml	ausente en 25g	ausente en 25g	ausente en 25g	ausente en 25g	ausente en 25g	ausente en 25g	ausente en 500 ml					

* Límites de agua potable para todos los microorganismos de la tabla – Ausencia en 100 ml (UNIT 833- 2008)

** Límite de Coliformes fecales = 1000 – 2000 CFU/100 mL para Clases 1, 2a, 2b y 3 según Ley 16858- Decreto 253-79

En base a UNIT 833:2008, todos los sitios relevados indican agua no apta para el consumo humano. El uso de estiércol fresco de ave en estado natural y sin ningún proceso de compostaje es una práctica potencialmente contaminante de ambas fuentes de agua cuando se utiliza en forma frecuente a través de los años. El escurrimiento del agua de lluvia puede arrastrar sedimentos con algunos de los microorganismos estudiados a fuentes de agua superficiales que posteriormente serán utilizadas por animales y/o para regar diferentes cultivos.

Cabe mencionar que los tajamares estudiados presentan cuencas que abarcan, en varios casos, a más de un predio, y todos están afectadas por el pastoreo de ganado cuyas heces contribuyen a la contaminación con los microorganismos estudiados. Por ello, no fue posible establecer qué proporción de la carga microbiana presente en el agua de los tajamares es consecuencia del uso del estiércol de ave. Es de destacar la baja carga de los microorganismos estudiados en los tajamares de los productores 9 y 10 con respecto a los demás, probablemente debido a que al momento del muestreo tenían menos de dos años de construidos.

Asimismo, la infiltración del agua de lluvia puede arrastrar algunos de los microorganismos monitoreados hacia napas profundas que alimentan los pozos, también fuente de agua para animales y cultivos. Si bien muy probablemente un origen importante de la contaminación de las aguas sean las aguas servidas y cámaras sépticas de la vivienda rural.

Los microorganismos presentes en el producto fresco sin tratar sobreviven en el medio ambiente según características del suelo, temperatura y humedad hasta por un año.

La presencia de microorganismos como Clostridios sulfito reductores en la mayoría de las muestras de pozo analizadas, impiden el uso de estas aguas como aptas para consumo. Esta contaminación puede ocurrir por varios factores, entre ellos el uso de estiércol fresco como enmienda, es factible que los procesos naturales pueden ocasionar la llegada de los microorganismos a las aguas subterráneas.

Si bien la determinación de Salmonella requiere un muestreo y/o volumen de agua muy grande para su detección (Aho, 1992; Opara *et al.*, 1992), su ausencia en todos los casos puede también atribuirse, en parte, a los protocolos de control que adoptan los criadores de aves.

2.2 Los procesos de compostaje

El compostaje es un proceso natural mediante el cual los microorganismos utilizando agua y oxígeno descomponen y estabilizan la materia orgánica. Durante el proceso aeróbico (en presencia de O_2) hay liberación de anhídrido carbónico (CO_2), se reduce la relación carbono-nitrógeno (C:N), y se produce concentración de materia orgánica más estable (rica en compuestos húmicos) y acumulación de material inerte (cenizas).

A la vez, mediante el compostaje completo y el compostaje parcial (sólo la fase termófila, "compostaje termófilo"), se potencia el desarrollo de varios mecanismos que destruyen los patógenos y semillas de malezas que pueden estar presentes en los materiales orgánicos.

Si bien el compostaje completo es una tecnología bastante sencilla, presenta requerimientos en tiempo, dinero, espacio y mano de obra, y es necesario controlar diversos factores para alcanzar los objetivos antes mencionados. Por ello, los procesos fueron realizados y monitoreados por el equipo técnico para asegurar la obtención de un compost estable y un compost parcial que cumplan con las características fisicoquímicas de calidad requeridas por el proyecto.

Las materias primas utilizadas para ambos procesos fueron:

CAMA DE POLLO: Estiércol de pollo con cáscara de arroz con las siguientes características físico-químicas promedio:

Densidad 400 kg m⁻³ *Nitrógeno* 1,40 % *C:N* 29
Materia seca 96 % *Carbono* 40 %

FARDO: Fardo redondo de paja de trigo con las siguientes características físico-químicas promedio:

Materia seca 89 % *Nitrógeno* 0,47 % *C:N* 108
Carbono 51 %

Por razones de logística, el compostaje completo se realizó en la Estación Experimental Wilson Ferreira Aldunate INIA Las Brujas. Para alcanzar en la biomasa a compostar una C:N inicial de 31, se realizó una mezcla de 2000 kg de cama de pollo, 300 kg de fardo, 2,7 kg de urea y 1000 lt de agua.

El compostaje se realizó a campo sin protección, salvo en la ocurrencia de lluvias, momento en que la pila se protegía con una cubierta de polietileno.

La mezcla, preparación y volteos de la pila se realizó con tractor con retroexcavadora y pala frontal tipo almeja (figura 5).

A los efectos del control y confirmación del proceso de compostaje, se realizó un monitoreo de la temperatura de la biomasa mediante tres registradores electrónicos programables miniatura (iButton®) estratégicamente ubicados en la pila. Se realizó el registro durante todo el proceso, 2/07/14 a 22/10/14 (figura 6).



Figura 5. Preparación, armado y volteos de la pila de compostaje.

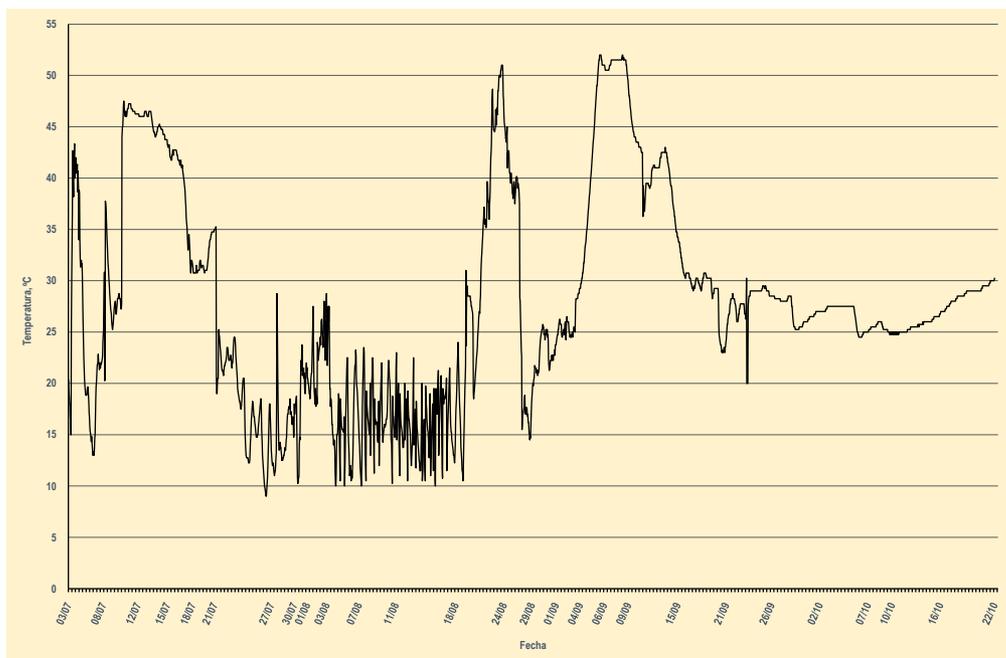


Figura 6. Evolución de la temperatura de la biomasa durante el período de compostaje.

Como se aprecia en la figura, se logró un proceso de acuerdo a lo esperado, con al menos tres fases termófilas en el período que se extendió desde el 2 de julio al 22 de octubre de 2014.

Al detectarse una detención del proceso luego de la primera fase termófila, atribuido a las condiciones de la biomasa (principalmente baja humedad y alto contenido de materiales de lenta degradación – cáscara de arroz y paja -) y a las condiciones atmosféricas típicas del período invernal, el 20/08/14 se realizó un profundo proceso de mezclado y reacondicionamiento, agregando 3 kg de urea y 1000 lt de agua a la biomasa. Ello permitió el reinicio del proceso y dos nuevas fases termófilas, seguidas de un adecuado proceso de maduración. La pila fue removida periódicamente (cada 10-15 días) de manera de lograr un proceso homogéneo en toda la biomasa.

Al momento de aplicar el compost el contenido de N fue de 2,2 % y el de C de 39 % (C:N 18), lo que se considera apropiado como enmienda orgánica; si bien para considerarse un compost completamente maduro y estabilizado hubiera requerido prolongar la fase de maduración para llegar a una C:N que asegurara la detención del proceso (10-12).

El análisis microbiológico mostró que a través del compostaje se había reducido la población de *coliformes* totales y fecales, *Escherichia coli* y enterococos. Se destaca que en la cama de pollo natural no se detectó presencia de *Salmonella sp* ni de *Campylobacter*.

El compostaje parcial se realizó en el campo experimental de la Facultad de Ciencias Agrarias (UDE) en el período 1/10-20/10/2014. Se realizó al aire libre bajo tinglado, con mezclado y volteo manual y en las mismas proporciones que para el compostaje completo.

El registro de temperatura permitió comprobar que durante el período 3/10-17/10/14 la misma se mantuvo entre los 50 y 70 ° C por lo que se concretó el compostaje parcial.

En su aplicación, el compost parcial presentaba un contenido de N de 2,1 % y de C de 42 % (C:N 20). También se produjo reducción de coliformes totales y fecales, *Escherichia coli* y enterococos.

2.3 Los experimentos de campo

En el campo experimental de la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA) de la Universidad de la Empresa (UDE), ubicada sobre Ruta Nacional N° 62 km 55,900, departamento de Canelones (34°26'39.86"S, 56°18'58.73"O), se ejecutaron dos experimentos con el objetivo de evaluar los efectos directos y residuales en términos de rendimientos de cultivos, la contaminación de aguas subterráneas y la calidad de los suelos resultantes de sucesivas aplicaciones anuales de enmiendas orgánicas definidas en base a las necesidades de nitrógeno de los cultivos durante 3 años.

2.3.1. Experimento 1: Evaluación de fuentes nitrogenadas orgánicas

Este experimento evaluó los efectos directos de los tratamientos con las enmiendas orgánicas comparándolas entre sí, con un testigo y con tratamientos de nitrógeno mineral aportado con urea. La residualidad de los tratamientos aplicados al cultivo de verano se evaluó con un cultivo de invierno inmediatamente posterior.

Para evaluar los efectos directos se definió el cultivo de maíz para ensilaje, y para los indirectos el cultivo de avena, si bien, inconvenientes operativos impidieron la evaluación de la avena en el segundo año, y en el tercero, debido al retraso en el cultivo de maíz, la evaluación de los efectos indirectos se realizó con trigo.

La secuencia agrícola intensiva se implementó sobre un Brunosol Eútrico Típico, FAcL (Fine, mixed, active, thermic Argiudoll), con historia previa de intenso uso agrícola sin agregado de estiércol en los últimos 10 años. Las principales características del suelo a nivel de bloques se presentan en el cuadro 2.

2.3.1.a Resultados y discusión

Rendimiento de materia seca y extracción de nitrógeno

En el cuadro 4 se presentan los rendimientos de materia seca y extracción de N del maíz en cada una de las zafras evaluadas.

Como se observa, los rendimientos fueron variables en los tres años y por debajo de lo esperado. Ello se atribuye en gran medida a las condiciones climáticas de cada uno de los ciclos, particularmente las precipitaciones. En la primera zafra, en el ciclo del cultivo la lluvia acumulada fue de 212 mm, y debido a que la infraestructura no estaba operativa, no fue posible realizar riegos suplementarios. En la segunda zafra, además de haberse perdido la primera siembra por déficit hídrico, en el ciclo de la siembra tardía se acumularon 478 mm, que si bien serían similares a los requerimientos del maíz, la distribución fue completamente desfavorable; al final del ciclo

(14/04 a 26/04) se registró un acumulado de 240 mm. En la zafra 2016-17 el acumulado fue de 479 mm, de los cuales 277 lo fueron en el primer tercio del cultivo (en los 46 días luego de la siembra).

En los tres años de evaluación el rendimiento en MS superior se obtuvo con el tratamiento más alto de nitrógeno mineral (180 kg N ha⁻¹), duplicando los rendimientos del tratamiento testigo. Asimismo, los kilogramos de N en planta a cosecha acompañan el rendimiento en materia seca obtenido, siendo el tratamiento U/NAM₁₈₀ el de extracción mayor en las tres zafras.

El análisis de los promedios por grupo de tratamientos (N mineral vs N orgánico) se presentan en el cuadro 5. El rendimiento en MS del grupo de tratamientos que recibieron el N de formas orgánicas fue menor en las tres zafras evaluadas, pero con tendencia clara a la reducción de la diferencia (-3,23, -1,7 y -0,4 t ha⁻¹). La extracción de N por el cultivo mostró la misma evolución.

Cuadro 4. Rendimiento en materia seca y extracción de nitrógeno del maíz, promedio de cada uno de los tratamientos en las zafras.

Tratamiento	2014 - 15		2015 - 16		2016 - 17		Promedios	
	7/12/14 – 12/3/15		11/1/16 - 5/5/16		1/12/16 - 5/4/17		MS t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹
	MS t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	MS t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	MS t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹		
1 Testigo	7,2 a	42,7 a	4,5 a	41,3 a	4,9 a	37,4 a	5,57	40,5
2 CP ₁₈₀	11,8 b	58,4 abc	7,5 bc	69,5 bc	8,3 bc	64,7 b	9,21	64,2
3 CP ₃₆₀	12,5 b	72,1 c	10,0 de	83,6 c	10,3 d	90,4 de	10,94	82,0
4 CPCC ₁₈₀	7,6 a	42,9 a	6,4 ab	50,4 ab	6,8 b	51,7 ab	6,96	48,4
5 CPCC ₃₆₀	8,7 a	45,4 ab	7,8 bc	67,7 bc	9,7 cd	71,6 bcd	8,74	61,6
6 CPPC ₁₈₀	11,0 b	55,0 abc	7,0 b	57,5 ab	6,8 b	50,9 ab	8,31	54,5
7 CPPC ₃₆₀	10,7 b	67,7 bc	7,8 bc	86,4 cd	10,2 d	78,5 cde	9,60	77,5
8 U/NAM ₆₀	11,6 b	60,7 abc	8,4 bcd	89,6 cd	8,2 bc	54,5 ab	9,40	68,3
9 U/NAM ₁₂₀	14,8 c	103,1 d	9,1 cde	110,4 d	8,2 bc	62,6 bc	10,75	92,0
10 U/NAM ₁₈₀	14,4 c	125,0 d	10,8 e	149,2 e	11,0 d	99,3 e	12,08	124,5
<i>Promedios</i>	11,07	67,3	7,95	80,6	8,45	66,2		
<i>MDS entre medias</i>	1,87	24,7	2,04	25,6	1,74	23,7		

En cada columna, letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$)
El resalte en negrita indica el rendimiento y la extracción más altos en cada año.

Cuadro 5. Promedios por grupo de tratamientos del rendimiento de materia seca y extracción de nitrógeno.

	Zafra 2014-15	Zafra 2015-16	Zafra 2016-17
	<i>Promedio de MS, t ha⁻¹</i>		
<i>Tratamientos de N mineral</i>	13,6	9,5	9,1
<i>Tratamientos de N orgánico</i>	10,4	7,8	8,7
<i>Testigo</i>	7.5	4.0	4.5
	<i>Promedio de N extraído, kg ha⁻¹</i>		
<i>Tratamientos de N mineral</i>	96,3	116,4	72,1
<i>Tratamientos de N orgánico</i>	57,0	69,2	68,0
<i>Testigo</i>	42.0	40.0	39.0

Los resultados confirman claramente que la acumulación de MO en el suelo, la evolución y establecimiento de nuevos equilibrios en los procesos de su degradación y las condiciones climáticas, coadyuvan para que los materiales orgánicos actúen como fuente de N para los cultivos. Según Eghball *et al.* (2002), el porcentaje de N orgánico mineralizado en el primer año de aplicado, no supera el 55% en los materiales orgánicos frescos y no más del 20% en el estiércol compostado. Además, el proceso es muy afectado por las condiciones climáticas, disminuyendo significativamente en períodos de falta de lluvias y temperatura altas (verano).

La figura 7 ilustra ello, en el correr de los años, la acumulación y dinámica de la MO permitió mejor performance de algunos de los tratamientos de N orgánico respecto de los dos tratamientos con dosis menores de N mineral. Destacándose los tratamientos de cama de pollo con compostaje completo (compost maduro), en el primer ciclo no se diferenciaron en forma estadísticamente significativa del testigo, y en la tercera zafra CPCC₃₆₀ superó en rendimiento de MS a U/NAM₆₀ y U/NAM₁₂₀. En el compost maduro, que es una materia orgánica estabilizada, los procesos

bioquímicos de mineralización del N se desarrollan más lentamente.

En el mismo sentido, los tratamientos con cama de pollo sin procesar, con un N más fácilmente mineralizable, ya en el primer ciclo alcanzan rendimientos similares a la dosis más baja de N mineral (U/NAM₆₀). Si bien son algo superiores, los rendimientos de CP no se diferencian en forma estadísticamente significativa de aquellos a los que se les aplicó cama de pollo parcialmente compostada, en la que sólo se realizó la fase termófila del compostaje (“compostaje termófilo”), fase que si bien permite la reducción de poblaciones de microorganismos patógenos y la inviabilidad de semillas de malezas que pueda contener la biomasa fresca (Docampo, 2012), los procesos de evolución y estabilización del material orgánico aún son muy incipientes; por lo tanto, la disponibilidad de N para mineralización no debería ser muy diferente a la de la cama de pollo fresca (ver sección II.2).

La evolución del N extraído en los diferentes tratamientos siguió una tendencia muy similar al rendimiento de MS, como claramente lo ilustra la figura 8.

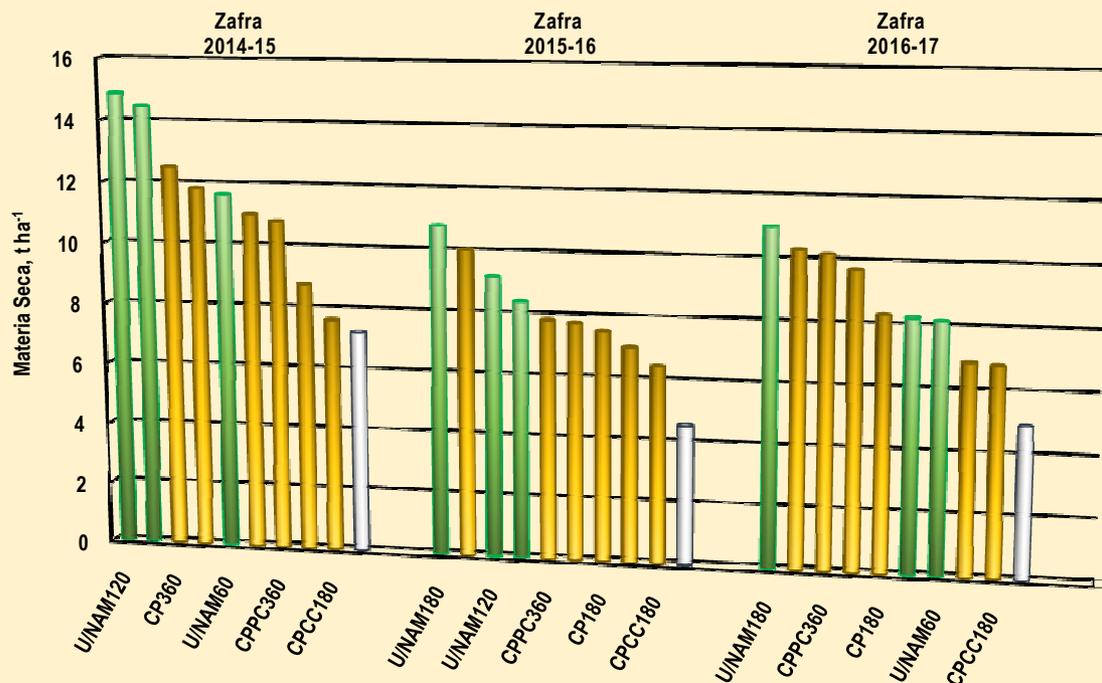


Figura 7. Ranking de rendimiento en MS de los tratamientos en cada una de las zafas evaluadas (verde = tratamientos con N mineral, marrón = tratamientos con N orgánico).

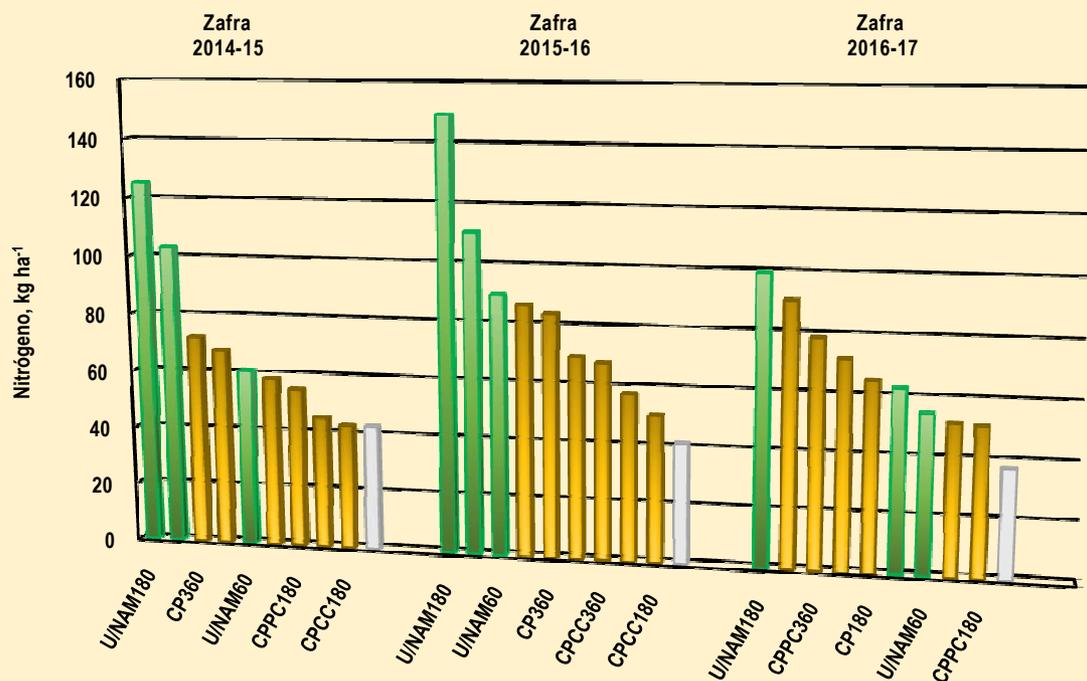


Figura 8. Ranking de extracción de N de los tratamientos en cada una de las zafas evaluadas (verde = tratamientos con N mineral, marrón = tratamientos con N orgánico).

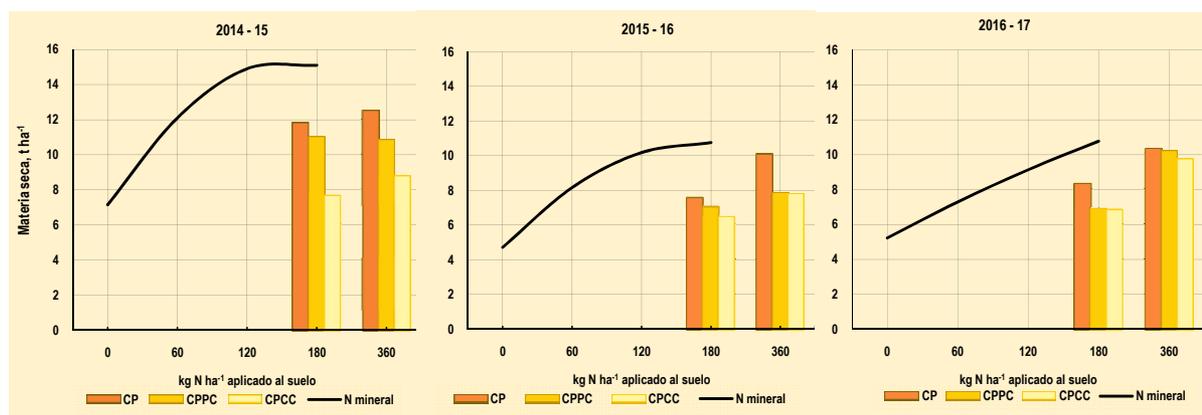


Figura 9. Curvas de respuesta a N mineral y valores promedio observados de producción de materia seca en los tratamientos con enmienda orgánica.

Cuadro 6. Equivalencia en cada del rendimiento en MS de las enmiendas aplicadas respecto al mismo rendimiento con N mineral.

Tratamiento	Kg de N mineral por hectárea para el mismo rendimiento		
	2014-15	2015-16	2016-17
<i>CP</i> ₁₈₀	56	47	64
<i>CP</i> ₃₆₀	67	113	126
<i>CPPC</i> ₁₈₀	45	38	34
<i>CPPC</i> ₃₆₀	42	53	121
<i>CPCC</i> ₁₈₀	5	27	34
<i>CPCC</i> ₃₆₀	18	53	102

Equivalencia entre el N orgánico y el N mineral

Con el fin de determinar los valores de equivalencia del N orgánico se ajustaron para el promedio de producción de MS de cada año, ecuaciones cuadráticas de respuesta a la fertilización con N mineral (figura 9).

El cuadro 6 muestra los valores de equivalencia estimados en base a la curva de respuesta en rendimiento, es decir, expresan los kilogramos por hectárea de N mineral que se equivalen en términos de producción de MS con cada una de las dosis de cada una de las enmiendas.

El análisis más elaborado de los resultados mediante el N equivalente, confirma plenamente lo analizado y discutido en la sección anterior, la acumulación de MO en el suelo, la evolución de los procesos de su degradación y las condiciones climáticas, coadyuvan para que los materiales

orgánicos actúen como fuente de N para los cultivos.

Si bien los resultados no confirmaron las hipótesis de trabajo para la determinación de dosis de N orgánico, se estima que los mismos están muy relacionados con las condiciones climáticas particulares en cada una de las zafas evaluadas. Particularmente la primera, en la cual, si hubiera sido posible cubrir con riego el déficit hídrico que se presentó, muy probablemente la mineralización del nitrógeno de los materiales orgánicos hubiera sido más elevada.

De todas formas, la evolución de la equivalencia entre el N orgánico y el N mineral demuestra que la acumulación y dinámica de la MO mejoró la performance de los tratamientos de N orgánico, en particular los de dosis mayor (360). En el tercer año, en las tres enmiendas, esa dosis presentó rendimientos de MS muy próximos al rendimiento de la dosis mayor de N mineral.

Extracción de fósforo y potasio

Como ya fue mencionado, entre las dificultades del uso continuo o frecuente del estiércol de ave están el potencial en el mediano plazo de generarse desbalances nutritivos en los cultivos y el aumento del riesgo de impacto ambiental. En el cuadro 7 se presenta la extracción de fósforo (P) y potasio (K) por el cultivo de maíz en cada una de las zafas evaluadas.

Surge en forma clara de los datos obtenidos que la extracción de P por el cultivo mostró diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos. Y a la vez, que la extracción del nutriente en los tres ciclos fue mayor en el grupo de tratamientos con enmiendas orgánicas. Ello se atribuye a la mayor disponibilidad de P en los mismos como se puede inferir claramente en la figura 10 que muestra la evolución del P extraído en las tres zafas, y como se corrobora más adelante en las condiciones del suelo luego de los testeos de residualidad.

Cuadro 7. Extracción de fósforo y potasio promedio de cada uno de los tratamientos en las zafas.

Tratamiento	2014 - 15		2015 - 16		2016 - 17	
	P kg ha ⁻¹	K kg ha ⁻¹	P kg ha ⁻¹	K kg ha ⁻¹	P kg ha ⁻¹	K kg ha ⁻¹
1 Testigo	10,9 a	61,7 a	10,4 a	77,3 a	9,6 a	33,2 a
2 CP ₁₈₀	21,3 ef	90,1 bc	19,5 b	137,9 ab	27,3 cde	65,1 bcd
3 CP ₃₆₀	24,4 f	103,8 c	23,5 b	154,8 b	31,7 de	90,7 e
4 CPCC ₁₈₀	15,1 abc	58,6 a	19,6 b	124,3 ab	21,0 bc	60,2 bc
5 CPCC ₃₆₀	15,6 bcd	70,6 ab	18,4 b	103,0 ab	32,2 de	92,1 e
6 CPPC ₁₈₀	19,3 cde	94,1 bc	19,6 b	137,4 ab	23,8 bcd	64,8 bc
7 CPPC ₃₆₀	23,8 f	95,1 bc	23,4 b	137,8 ab	34,0 e	88,1 de
8 U/NAM ₆₀	14,3 ab	92,0 bc	16,3 ab	132,6 ab	17,5 ab	50,0 ab
9 U/NAM ₁₂₀	17,1 bcd	108,9 cd	17,9 ab	141,8 ab	17,0 ab	51,8 ab
10 U/NAM ₁₈₀	19,5 de	134,1 d	20,0 b	158,1 b	19,1 bc	77,2 cde
Promedios	18,1	90,9	18,9	130,5	23,3	67,3
MDS entre medias	4,2	27,0	5,6	42,5	8,9	23,1

En cada columna, letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$)
El resalte en negrita indica la extracción más alta en cada año.

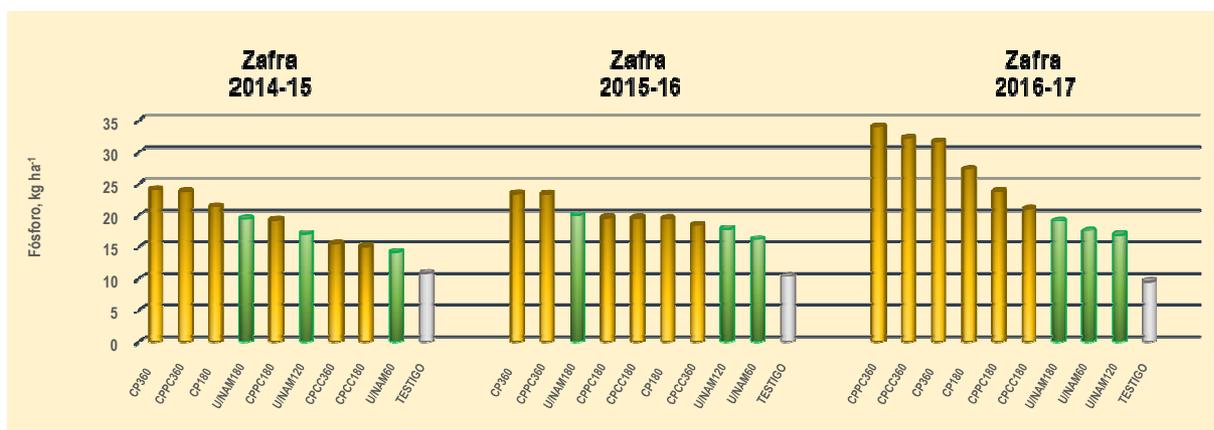


Figura 10. Ranking de extracción de fósforo de los tratamientos en cada una de las zafas evaluadas (verde = tratamientos con N mineral, marrón = tratamientos con N orgánico).

El potasio fue el nutriente absorbido en mayores cantidades, con una media general de todo el ensayo de 90,8 kg ha⁻¹. En líneas generales, y en coincidencia con Black (1975), el nutriente siguió un patrón similar al de producción de MS y al de absorción de N (figura 11).

Si bien la información es abundante en los nutrientes absorbidos por tonelada de grano producido, no hay mucha información respecto a la absorción y relación NPK en planta de maíz para ensilaje. En función de los resultados de la extracción de los tres nutrientes principales (NPK),

se analizó la absorción por tonelada de materia seca producida y la relación de P y K respecto al N absorbido.

El análisis de los promedios de NPK absorbidos por cada tonelada de MS producida y la relación de P y K por unidad de N para cada tratamiento y en cada una de las zafras se presenta en el cuadro 8. La interpretación de los resultados se realiza en base a Intagri (2019), Profértil (2019), Yara (2019), Hirzel (2016), Echeverría y García (2014), Hernández y col. (2010), Reta Sánchez y col. (2007), y Roth and Heinrichs (2001).

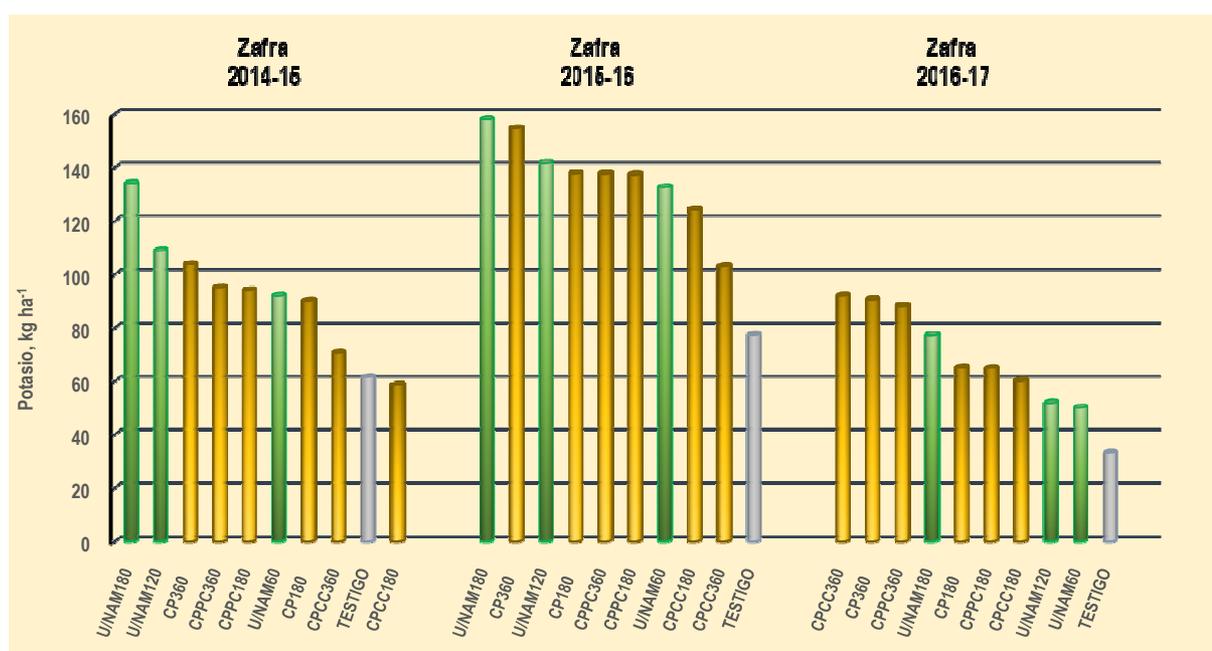


Figura 11. Ranking de extracción de potasio por el maíz en cada una de las zafras evaluadas (verde = tratamientos con N mineral, marrón = tratamientos con N orgánico).

Cuadro 8. Kilogramos promedio de NPK absorbidos por cada tonelada de MS producida y relación de unidades de P y K por unidad de N por grupos de tratamiento.

	Grupo de tratamientos	MS t ha ⁻¹	N kg t ⁻¹	P kg t ⁻¹	K kg t ⁻¹	Relaciones		
						N	P:N	K:N
2014-15	N orgánico	10,4	5,5	1,9	8,2	1	0,3	1,5
	N min. y testigo	12,0	6,7	1,3	8,3	1	0,2	1,3
2015-16	N orgánico	7,8	8,9	2,7	17,2	1	0,3	2,0
	N min. y testigo	8,2	11,4	2,0	15,7	1	0,2	1,4
2016-17	N orgánico	8,7	7,8	3,3	8,8	1	0,4	1,1
	N min. y testigo	8,1	7,7	2,0	6,5	1	0,3	0,9
Referencias *			15,8	2,9	14,8	1	0,2	1,0

* Intagri (2019), Profértil (2019), Yara (2019), Hirzel (2016), Echeverría y García (2014), Hernández y col. (2010), Reta Sánchez y col. (2007), y Roth and Heinrichs (2001)

Como se desprende del cuadro 8, en los tres ciclos de maíz evaluados el N extraído por tonelada de MS está por debajo de lo que indica la información internacional disponible. El P y K se adecuan más a los valores de referencia, por lo que la relación de ambos respecto a la unidad de N extraído es igual o superior a las referencias. Resaltan asimismo las mayores relaciones de ambos en los grupos de tratamientos de N orgánico respecto del grupo de N mineral y testigo. Más adelante, en los resultados de rendimiento y extracción de nutrientes en el experimento 2 se discuten en profundidad los resultados (sección II.3.2.a)

Evaluación de la residualidad de los tratamientos

De acuerdo a la estrategia de investigación, luego del cultivo de maíz se establecería un cultivo de avena para evaluar los efectos indirectos de los tratamientos (testeo de residualidad). Como ya fue establecido, en el primer ciclo sí fue posible realizar la avena, en el segundo no fue posible implantarla, y en el tercero, por excesivo retraso en la fecha de siembra, se optó por realizar la evaluación con un cultivo de trigo.

La avena empleada fue *Avena byzantina* (cultivar INIA 1095a) en una densidad de 100 kg ha⁻¹ y fue sembrada el 21 de abril de 2015 y se cosechó el 29 de octubre en estado de inicio de llenado de grano. El trigo empleado fue el cultivar Algarrobo sembrado a una densidad de 110 kg ha⁻¹ el día

29 de mayo de 2017 y su ciclo fue de 54 días, momento en el que se cosecha la planta entera, también en inicio de llenado de grano.

En el cuadro 9 se presentan los rendimientos promedio de MS de ambos cultivos, y los resultados del análisis estadístico de los mismos. Se destaca claramente la mayor residualidad de los tratamientos con enmiendas orgánicas respecto del testigo y de la fertilización mineral. En el primer testeo (avena) la diferencia alcanzó un nivel de significación mayor al 99%. Si bien los tratamientos fertilizados con urea no se diferenciaron estadísticamente del testigo, la diferencia de rendimientos medios alcanzados en U/NAM₁₂₀ y U/NAM₁₈₀, sí se pueden considerar de importancia a nivel productivo.

En el segundo testeo de residualidad (trigo), también se observa la mejor performance de todos los tratamientos con enmiendas orgánicas respecto del testigo como de los tratamientos con fertilización mineral, y con diferencias estadísticamente significativas. En este segundo testeo los tratamientos de fertilización mineral no se diferencian ni estadística ni productivamente del testigo. Ello se atribuye al uso intensivo del suelo en los tres años sin reposición del COS, y a las condiciones climáticas del segundo y tercer año, particularmente el régimen pluviométrico que estableció condiciones favorables a los procesos de lixiviación de NO₃⁻ a través del perfil del suelo.

Cuadro 9. Rendimiento y absorción de N de los cultivos de testeo de residualidad

Tratamiento	2014 – 15		2016 – 17	
	Avena		Trigo	
	MS t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	MS t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹
1 Testigo	3,6 a	14,6 a	2,4 c	18,0 a
2 CP ₁₈₀	6,4 de	27,7 de	4,3 b	36,7 b
3 CP ₃₆₀	4,4 ab	15,1 a	4,6 ab	49,3 c
4 CPCC ₁₈₀	5,9 bcd	24,0 bcd	3,9 b	39,0 b
5 CPCC ₃₆₀	4,9 abc	20,1 abc	5,1 a	40,0 b
6 CPPC ₁₈₀	6,4 cd	26,2 cde	3,9 b	33,7 b
7 CPPC ₃₆₀	8,0 e	33,0 e	4,6 ab	41,0 bc
8 U/NAM ₆₀	4,7 ab	19,4 abc	2,5 c	23,0 a
9 U/NAM ₁₂₀	5,1 abc	18,5 ab	1,9 c	15,0 a
10 U/NAM ₁₈₀	5,1 abc	22,2 abcd	2,6 c	22,0 a
Promedios	5,3	22,1	3,6	31,7
DMS entre medias	1,5	7,4	0,8	11,5

En cada columna, letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$). El resalte en negrita indica la extracción más alta en cada año.

De acuerdo con la información presentada, la extracción del N por los cultivos testeó siguió las mismas tendencias que el rendimiento de MS, lo que reafirma la integración de factores para que los materiales orgánicos actúen como fuente de N para los cultivos, como fue analizado en los resultados de rendimiento de materia seca de maíz.

Respecto a la extracción de P y K, en ambos cultivos de testeó los niveles fueron significativamente mayores en el grupo de tratamientos con fuente de N orgánica. La extracción de ambos nutrientes en los tratamientos con fuente de N mineral fue superior al testigo.

Nivel de fósforo y bases intercambiables en el suelo luego de los testeos de residualidad

Estos parámetros se evaluaron considerando los tratamientos: Testigo, dosis máximas de cama de pollo fresca (CP₃₆₀), compostaje maduro (CPCC₃₆₀) y cama de pollo parcialmente compostada (CPPC₃₆₀), y la dosis máxima de N mineral aportado con urea (U/NAM₁₈₀).

En la postcosecha de los cultivos de testeó de residualidad se realizó un muestreo de suelo en la profundidad de 0 – 20 cm en todas las parcelas de los tratamientos indicados. En el cuadro 10 se

presentan los niveles de P disponible determinados y el análisis estadístico de los mismos.

Como surge claro de los resultados, entre los beneficios de utilización de materiales orgánicos se debe incluir el aporte de fósforo. Es evidente que la fertilización basal realizada con superfosfato fue insuficiente para mantener los niveles adecuados de disponibilidad del nutriente en toda la secuencia de cultivos como lo muestra el nivel final en el testigo y U/NAM₁₈₀; las mayores dosis de enmiendas orgánicas sí permitieron mantener el P disponible en niveles adecuados.

Si bien el nivel de testigo y tratamientos minerales es extremadamente bajo, en base al análisis de P extraído y relaciones NPK antes indicados, se puede inferir que el mismo no afectó los rendimientos del cultivo de maíz en las tres zafas evaluadas.

Como se observa en el cuadro 11, el nivel de bases intercambiables del suelo no fue afectado por la secuencia de cultivos y tratamientos evaluados, si bien es oportuno mencionar que en el caso del K final, se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos con y sin enmiendas, con un promedio de 0,57 para los primeros y de 0,41 cmol kg⁻¹ para testigo y fertilización mineral.

Cuadro 10. Niveles de fósforo disponible en el suelo luego de los cultivos de testeó de residualidad.

Tratamiento	P disponible	
	Luego de avena	Luego de trigo
CPPC ₃₆₀	34 a	36 a
CPCC ₃₆₀	31 a	41 a
CP ₃₆₀	30 a	34 a
U/NAM ₁₈₀	13 b	4 b
Testigo	10 b	4 b
DMS entre medias	9.3	10.3

En cada columna, letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$).

Cuadro 11. Promedio del contenido de bases intercambiables del suelo al inicio y al final del ciclo experimental.

Contenido	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
 cmol kg ⁻¹			
Inicial	16,8	6,38	0,497	1,51
Final	15,6	5,53	0,496	1.35

Evolución del carbono orgánico almacenado en el suelo

Si bien no se dispone a nivel de parcela el dato de carbono orgánico inicial, se considera válido realizar, en base a promedios, un análisis de la evolución del elemento en el período en que se desarrolló el experimento. Al igual que para el análisis de evolución del P disponible, para este parámetro se tomaron en cuenta los tratamientos a los que se les aplicó las dosis más altas de cama de pollo fresca y procesada, dosis máxima de N mineral y el testigo al cabo de los tres años de evaluación.

Los resultados mostraron diferencias estadísticamente significativas como lo muestra el cuadro 12.

Como se observa en la figura 12, el contraste del grupo de los tratamientos orgánicos con el testigo y el tratamiento U/NAM₁₈₀ también presenta diferencias, y con mayor significancia estadística ($p > 0,01$). Corresponde resaltar que en los tratamientos sin enmienda orgánica hubo pérdida del COS y que el promedio de los tratamientos que recibieron enmiendas es superior al contenido de CO inicial (1.50).

Cuadro 12. Niveles de carbono orgánico del suelo luego de la secuencia experimental de tres años.

Tratamiento	COS %
CPPC ₃₆₀	1.66 c
CPCC ₃₆₀	1.57 bc
CP ₃₆₀	1.53 abc
U/NAM ₁₈₀	1.41 ab
Testigo	1.36 a
DMS entre medias	0.19

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$).

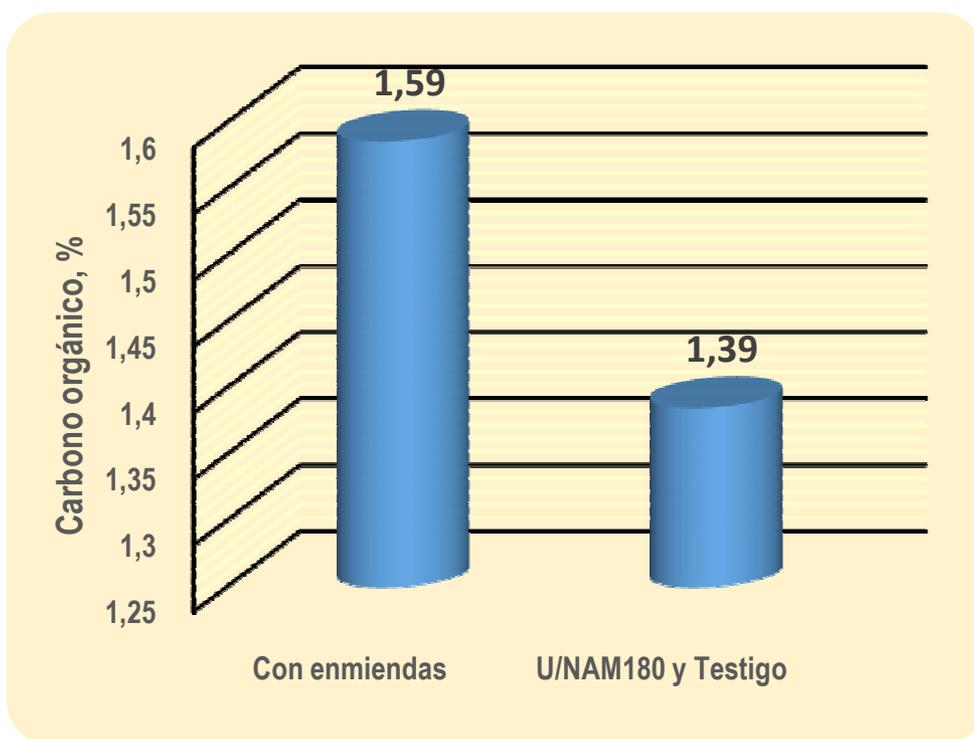


Figura 12. Contraste del promedio de carbono orgánico del suelo entre grupos de tratamientos.

En las condiciones experimentales, la aplicación de enmiendas orgánicas durante tres años consecutivos (en promedio 22.5 t ha⁻¹ de carbono, cuadro 13), permitió mantener e incluso incrementar el contenido de COS.

Para un análisis más detallado, se estimó la evolución de la reserva del carbono orgánico en el suelo sobre la base establecida por FAO (2017) con la fórmula:

$$\text{COS} = \text{Ps} * \text{Dap} * \text{CO}$$

Siendo:

COS = carbono orgánico del suelo (t ha⁻¹)

Ps = profundidad del suelo, (cm)

Dap = densidad aparente, (g cm⁻³)

CO = concentración de carbono orgánico, (%)

Como lo muestra la figura 13, la mayor reserva de carbono se determinó en el tratamiento CPPC_{360'}, superando incluso en 3 toneladas por hectárea la reserva de COS inicial.

Se destaca asimismo que, si bien de menor magnitud, en los otros dos tratamientos con aplicación de enmienda orgánica se logró incrementar la reserva de carbono orgánico en un 2 y 5 %.

En los tratamientos de cama de pollo sin procesar y procesada la reserva del COS respecto del testigo es mayor entre un 11 y 18 %. Maillard y Angers (2014) en sus trabajos de meta-análisis de 42 artículos de investigación del impacto de la aplicación de estiércol animal en el stock de COS, señalan aumentos de 12 ± 4 %.

Si bien la información relevada es insuficiente para un cálculo completo, y que la determinación del COS puede estar influida por un aporte importante de una materia orgánica de muy lenta degradación como la cáscara de arroz, en función de los resultados, se consideró de interés ensayar una estimación del coeficiente isohúmico (rendimiento potencial en humus de la materia seca del material orgánico aportado). Para ello se relacionó en cada tratamiento el incremento de stock del COS respecto del testigo, con la cantidad de carbono incorporado en cada uno (cuadro 11).

De acuerdo con Monnier (1989), el coeficiente isohúmico (K1) está en función de las características de la materia orgánica incorporada, cuanto mayor proporción de lignina, mayor potencial de producir humus, y cuanto mayor cantidad de azúcares, celulosa y compuestos nitrogenados más rápidamente se mineraliza y menos humus generaría.

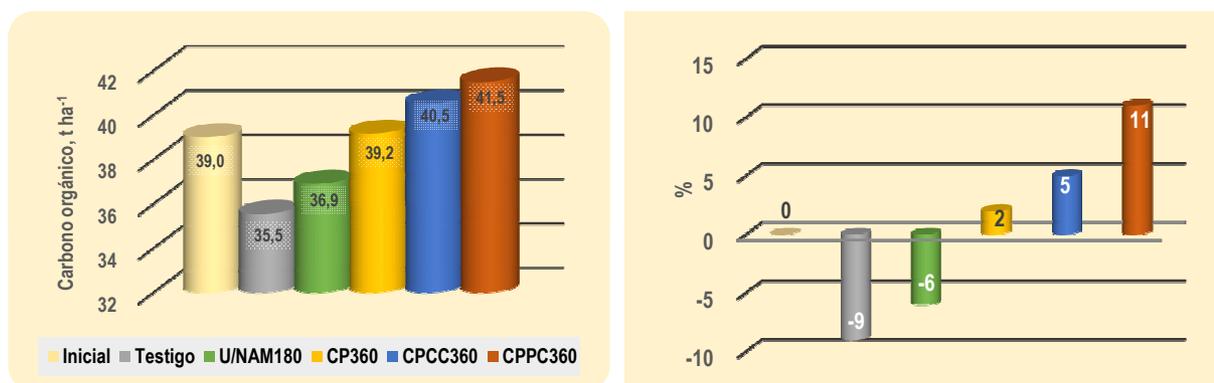


Figura 13. Valor absoluto y variación respecto al inicial de la reserva de carbono orgánico del suelo en los primeros 20 cm. según tratamiento.

Como lo muestra el cuadro 14, los valores de coeficiente isohúmico estimados para CP y CPPC son consistentes con la información internacional, así como la de Henin *et al.* (1972) que establecen para “estiércol pajoso” un valor de K1 de 0.20 a 0.40. En el caso de CPCC también es consistente el resultado, si bien se agregó en menor cantidad su rendimiento potencial en humus fue mayor. Recuérdese que si bien no era una materia orgánica totalmente estable, estaba próxima a ello y en los componentes primaba la celulosa (paja y cáscara de arroz)

Evolución de la densidad aparente del suelo.

Si bien el período experimental es escaso para poder concluir los beneficios del uso de enmiendas orgánicas en las propiedades físicas del suelo, al final de la secuencia de cultivos y tratamientos se estudió la densidad aparente mediante el método del cilindro de volumen conocido (Andrade & Ibrahim, 2003). De cada parcela experimental se recolectaron cuatro muestras que no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (cuadro 15).

Cuadro 13. Cantidad de carbono orgánico incorporado según tratamiento en tres años y estimación del coeficiente isohúmico en función del incremento del stock de carbono respecto al tratamiento testigo.

	Tratamiento		
	CP ₃₆₀	CPPC ₃₆₀	CPCC ₃₆₀
CO Incorporado, t ha ⁻¹	27,9	23,0	16,6
Coefficiente isohúmico (K1)	0.15	0.23	0.36
N en la enmienda, %	1,48	2,00	2,17

Cuadro 14. Coeficientes isohúmicos (K1) de diferentes materiales orgánicos citados por Canet Castelló (2019).

Material orgánico	Soltner (1990)	Muller (1982)	Boiffin et al. (1986)	Delas y Molot (1983)
Estiércol bien maduro	0,50	0,3-0,5	0,30	0,32
Estiércol semimaduro	0,40	-	0,30	0,32
Estiércol fresco con paja	0,25	0,2-0,4	0,30	0,32
Compost RSU	0,25	-	-	-
Lodos EDAR	0,20	-	0,20	-
Turba	1	-	-	-
Sarmientos/orujo	-	-	-	0,37
Restos forestales	-	-	-	0,31

Cuadro 15. Valores medios de densidad aparente del suelo para cada tratamiento.

Tratamiento	Dap g cc ⁻¹
Testigo	1.31 a
CP ₃₆₀	1.28 a
CPCC ₃₆₀	1.29 a
CPPC ₃₆₀	1.25 a

En cada columna, letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$)

Aunque se confirma un incremento de la porosidad total, tampoco fue significativo (figura 14).

Más allá de no encontrar diferencias importantes en la Dap, se analizó la relación entre esta y el contenido de carbono orgánico del suelo. En la profundidad estudiada se pudo establecer una

relación inversa entre ambas variables, es decir, a medida que se incorpora carbono orgánico al suelo se reduce su densidad aparente y, por ende, su compactación; resultado que coincide con el obtenido por Khaleel, Reddy y Overcash (1981). En la figura 15 se presenta el ajuste del modelo de regresión lineal realizado.

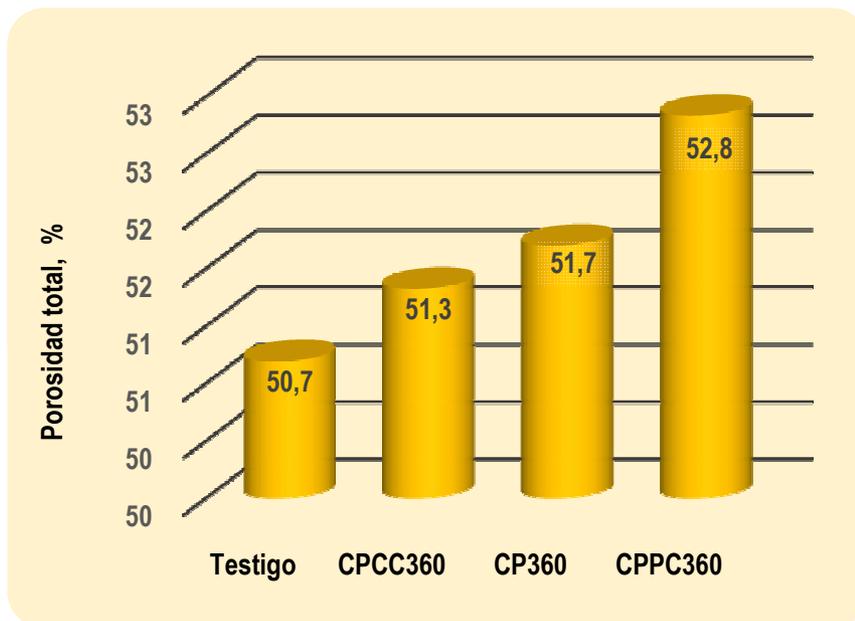


Figura 14. Valores de porosidad total del suelo (0-20 cm) determinados en cada tratamiento.

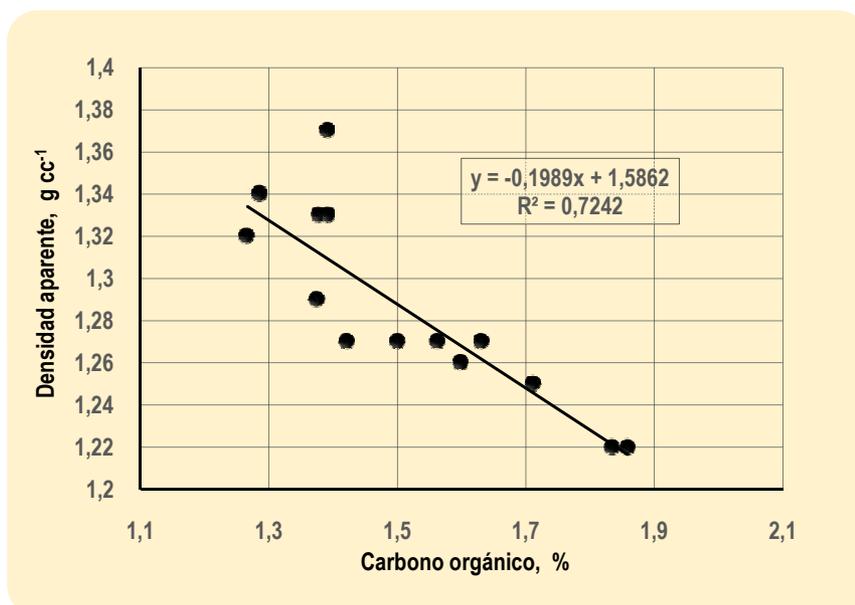


Figura 15. Relación entre la densidad aparente y el porcentaje de carbono orgánico del suelo en los primeros 20 cm.

2.3.2. Experimento 2: Evaluación de la fertilización nitrogenada combinada (orgánica-mineral)

El objetivo de este experimento fue evaluar los efectos directos e indirectos de la cama de pollo como fuente única de nitrógeno y en combinación con urea. Al igual que en el experimento 1 (sección 2.3.1), el efecto directo se evaluó en el cultivo de maíz para ensilaje y el indirecto con un cultivo de invierno inmediatamente posterior.

Se realizó en un sitio contiguo al del experimento 1, por lo que fue sobre un Brunosol Eútrico Típico, FAcL (Fine, mixed, active, thermic Argiudoll),

con historia previa de intenso uso agrícola sin agregado de estiércol en los últimos 10 años. Las principales características del suelo a nivel de bloques se presentan en el cuadro 16. También son coincidentes con el experimento 1 las bases para determinar las dosis a evaluar, el manejo previo del sitio experimental, así como variedades y manejo del maíz y de los testeos de residualidad.

Los 9 tratamientos (cuadro 17) se dispusieron en un diseño de parcelas de 32 m² (4 x 8 m) en tres bloques asociados a diferencias de suelo; siendo al azar la distribución de tratamientos dentro de cada bloque.

Cuadro 16. Características químicas a nivel de bloque del suelo del experimento.

Bloque	pH _{H2O}	pH _{KCl}	CO %	P µg g ⁻¹	Ca cmol kg ⁻¹	Mg	K	Na
1	6,9	6,0	1,6	21	22,1	4,1	0,85	0,29
2	7,1	6,4	1,5	10	25,8	4,8	0,75	0,40
3	6,6	5,4	1,7	9	15,1	5,8	0,46	1,15

pH en suspensión relación 1:2,5

CO = Carbono Orgánico método Walkley-Black

P = Fósforo por método Bray N° 1.

Calcio (Ca), Magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na) en acetato de amonio 1 N a pH 7.

Cuadro 17. Tratamientos evaluados

Tratamiento	Urea	Cama de pollo
	Kg de N ha ⁻¹	
1	0	0
2	0	180
3	0	360
4	90	0
5	90	180
6	90	360
7	180	0
8	180	180
9	180	360

2.3.2.a Resultados y discusión

Rendimiento de materia seca y extracción de nitrógeno

En el cuadro 18 se presentan los rendimientos de materia seca y extracción de N del maíz en cada una de las zafras evaluadas.

Al igual que en el experimento 1, si bien algo superiores, los rendimientos fueron variables en los tres años y por debajo de lo esperado, atribuible en gran medida a las condiciones climáticas de cada uno de los ciclos, particularmente las precipitaciones (sección 2.3.1.a).

En el primer año, salvo respecto del testigo, los tratamientos con agregado sólo de N orgánico fueron los que presentaron rendimientos más bajos. En el segundo ciclo, en cambio, la dosis máxima de N orgánico presentó el mayor rendimiento, diferenciado estadísticamente del resto de los tratamientos. El tercer ciclo, salvo para el tratamiento de N orgánico menor, se caracteriza por no presentar prácticamente diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos que recibieron N orgánico sólo o combinado.

Ello probablemente se debió a la residualidad de nutrientes (fundamentalmente N) que dejaron los tratamientos orgánicos en el suelo (Nguyen, 2010; Cabrera, 2005).

En el promedio de los tres años de evaluación, el rendimiento en MS superior se obtuvo con el tratamiento con dosis de 180 kg N ha⁻¹ de cada una de las fuentes, acompañado de una alta extracción de N promedio. Pero es necesario realizar un análisis más detallado de la respuesta de los tratamientos en cada uno de los ciclos evaluados.

Como se ilustra en la figura 16, en la primera y tercera zafras las respuestas se adecuan a las hipótesis de trabajo, en particular la respuesta al nitrógeno mineral. La respuesta en el segundo ciclo del cultivo de maíz fue totalmente inversa, el mayor rendimiento se dio en los tratamientos que no recibieron N mineral; siendo que la extracción de nitrógeno fue similar en todos los tratamientos. Se debe recordar que en el segundo año se evaluó con fecha de siembra muy tardía y sobre el final de ciclo el cultivo sufrió condiciones climáticas muy desfavorables que ocasionaron el vuelco del mismo.

Cuadro 18. Rendimiento en materia seca y extracción de nitrógeno del maíz, promedio de cada uno de los tratamientos en las zafras.

Tratamiento	2014 - 15		2015 - 16		2016 - 17		Promedios			
	7/12/14 - 12/3/15		11/1/16 - 5/5/16		1/12/16 - 5/4/17					
	MS	N	MS	N	MS	N	MS	N		
Fuente										
Mineral	MS	N	MS	N	MS	N	MS	N		
Orgánica	t ha ⁻¹	kg ha ⁻¹								
T1	0	0	7,63 e	60 c	6,89 d	68 e	6,44 d	62 e	6,99	63
T2	0	180	11,19 d	67 c	11,30 b	118 cd	8,06 cd	63 de	10,18	83
T3	0	360	13,81 c	86 bc	14,86 a	168 a	10,97 bc	96 cd	13,21	117
T4	90	0	16,06 b	87 bc	8,59 cd	109 d	11,54 bc	100 bc	12,06	99
T5	90	180	15,69 bc	110 b	11,84 b	140 abc	12,82 ab	121 abc	13,45	124
T6	90	360	15,65 bc	89 bc	11,29 b	161 ab	12,89 ab	123 abc	13,28	124
T7	180	0	17,43 ab	181 a	10,79 bc	133 bcd	14,53 ab	131 ab	14,25	148
T8	180	180	19,43 a	165 a	11,30 b	148 abc	15,47 a	125 abc	15,4	146
T9	180	360	17,14 b	158 a	12,21 b	165 a	12,59 ab	137 a	13,98	153
Promedios			14,77	112	10,95	134	11,7	105		
MDS entre medias			2,16	32	2,71	30	3,63	33		

En cada columna las cifras seguidas de diferentes letras difieren estadísticamente según test de Fisher ($P > 0.05$)

El resalte en negrita indica la extracción más alta en cada año

Al igual que en el experimento 1, los resultados confirman claramente que la acumulación de materia orgánica en el suelo, la evolución y establecimiento de nuevos equilibrios en los procesos de su degradación y las condiciones climáticas, coadyuvan para que los materiales orgánicos actúen como fuente de N para los cultivos. Además de las condiciones climáticas, el que haya un aumento o disminución del N mineral del suelo luego de agregar residuos orgánicos depende de varios factores, entre los que deben mencionarse: a) cantidad y composición química de los residuos agregados (relación C:N, contenido en N, lignina y polifenoles),

b) contenido inicial de N mineral del suelo y c) prácticas de manejo de suelo y cultivo (Rabuffetti, 2017).

En primera y tercera zafra se observa una reducción en la producción de MS en la dosis combinada más alta, seguramente por disponibilidad y/o absorción excesiva de N, coincidente con Rabuffetti (2017).

Finalmente, es de destacar los niveles de extracción de N en la segunda zafra, que no se vieron reflejados en el rendimiento de MS, aspecto que se analiza en conjunto con la extracción de fósforo y potasio en la sección siguiente.

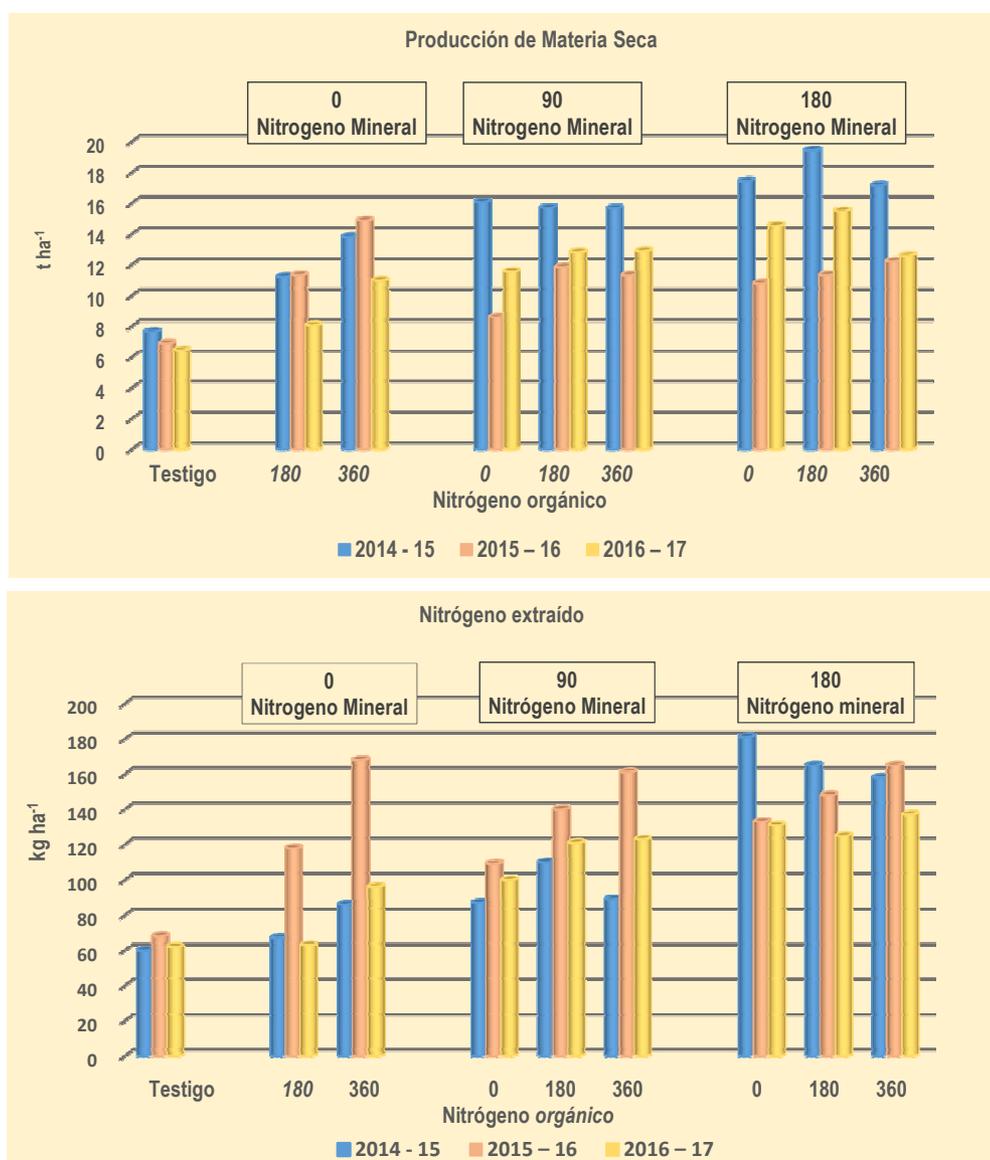


Figura 16. Correlación entre la producción vegetal del maíz y el N extraído por el mismo.

Extracción de fósforo y potasio

En el cuadro 19 se presenta la extracción de fósforo (P) y potasio (K) por el cultivo de maíz en cada una de las zafras evaluadas.

Si bien no tan clara, al igual que en el experimento 1, se produjo una extracción superior de P en los tratamientos que recibieron enmienda orgánica. Sí se confirma al K como el nutriente de mayor

extracción, con una media en todo el experimento de 191 kg ha⁻¹, muy superior a la del experimento 1 (91 kg ha⁻¹).

En función de los resultados de la extracción de los tres nutrientes principales (NPK), y la particularidad de la extracción de N en el segundo ciclo, se analizó la absorción por tonelada de materia seca producida y la relación de P y K respecto al N extraído (cuadro 20).

Cuadro 19. Extracción de fósforo y potasio promedio de cada uno de los tratamientos en las zafras.

Tratamiento	2014 - 15		2015 - 16		2016 - 17			
	Nmin	Norg	P kg ha ⁻¹	K kg ha ⁻¹	P kg ha ⁻¹	K kg ha ⁻¹	P kg ha ⁻¹	K kg ha ⁻¹
T1	0	0	13 c	68 e	14 e	128 c	15 c	82 e
T2	0	180	20 b	89 de	27 cd	261 ab	22 bc	144 de
T3	0	360	24 ab	120 cde	41 a	267 ab	34 a	166 bcd
T4	90	0	22 b	175 ab	17 e	200 bc	19 bc	115 de
T5	90	180	25 ab	145 bc	29 bcd	285 a	34 a	188 abc
T6	90	360	25 ab	140 bcd	31 bc	263 ab	34 a	196 abc
T7	180	0	25 ab	219 a	21 de	241 ab	27 ab	235 ab
T8	180	180	29 a	205 a	28 bcd	260 ab	27 ab	250 a
T9	180	360	28 a	202 a	36 ab	268 ab	34 a	202 abc
Promedios			23	155	27	241	27	176
MDS entre medias			6	52	8	80	9	70

En cada columna las cifras seguidas de diferentes letras difieren estadísticamente según test de Fisher ($P > 0.05$)

Cuadro 20. Relación de la extracción de P y K por unidad de N extraído en base al análisis de los promedios de NPK absorbidos por cada tonelada de MS producida en cada tratamiento.

Tratamientos		Zafra					
N mineral	N orgánico	2014-15		2015-16		2016-17	
		P:N	K:N	P:N	K:N	P:N	K:N
0	0	0,20	1,03	0,20	1,87	0,29	1,58
0	180	0,30	1,33	0,23	2,20	0,34	2,26
0	360	0,28	1,39	0,24	1,58	0,35	1,73
90	0	0,25	2,01	0,15	1,82	0,19	1,15
90	180	0,23	1,31	0,21	2,03	0,28	1,56
90	360	0,28	1,56	0,19	1,63	0,28	1,59
180	0	0,14	1,21	0,16	1,81	0,21	1,79
180	180	0,17	1,24	0,19	1,76	0,22	2,00
180	360	0,18	1,27	0,22	1,62	0,25	1,47

Referencias P:N 0.20 K:N 1. 0

Intagri (2019), Profértil (2019), Yara (2019), Hirzel (2016), Echeverría y García (2014), Hernández y col. (2010), Reta Sánchez y

Como era de esperar, se observa alta variabilidad pues a todos los factores ya enumerados en la publicación que afectan la respuesta en rendimiento y extracción de los tres macronutrientes, en este experimento se agrega la interacción entre el N mineral y el N orgánico aplicados.

Tanto en el experimento 1 como en el 2, los resultados obtenidos avalarían la estrategia de manejo de la fertilización de los mismos, basada en la dinámica de acumulación de los nutrientes y la materia seca en maíz. De acuerdo con Profértil (2019), Hirzel (2016), Echeverría y García (2014) y Reta Sánchez y col. (2007), la acumulación de nitrógeno se anticipa al crecimiento y, cuando no es limitante, el período más intenso de extracción es entre los 40 y 75 días después de la siembra (DDS), con la tasa máxima entre los 50 y 63 DDS. El potasio en biomasa aérea en floración puede representar hasta el 85 % del total acumulado, en tanto la tasa de acumulación de fósforo es más estable durante todo el período de desarrollo del cultivo. El período más intenso de producción de MS es entre los 40 y 100 DDS.

Entre las actividades de la primer zafra (2014-15) se determinaron las curvas de crecimiento y de absorción de N, P y K, que coincidieron con lo antes descrito (Fernández Casals, 2018).

La menor producción de MS y niveles de extracción de N, P y K en la zafra 2015-16, además de la fecha muy tardía de siembra que de por sí acorta los estadios de desarrollo, se atribuyen a que en los 60 DDS el cultivo recibió 137 mm de lluvia, entre los 60 y 90 DDS 101 mm, y en su etapa final (90-114 DDS) 240 mm. El día 94 después de la siembra se produjo un evento climático que ocasionó el volcado del cultivo y severo ataque de carbón (*Ustilago maydis*) que obligó a realizar la cosecha anticipada.

Evaluación de la residualidad de los tratamientos

La evaluación de la residualidad también es coincidente con el procedimiento del experimento 1. En el cuadro 21 se presentan los rendimientos y extracción de NPK de los dos cultivos de testeo con los respectivos análisis estadísticos.

Cuadro 21. Rendimiento y extracción de nutrientes de los cultivos de testeo de residualidad.

Tratamiento	Avena 2015						Trigo 2017			
	Nmin	Norg	MS t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	P kg ha ⁻¹	K kg ha ⁻¹	MS t ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	P kg ha ⁻¹	K kg ha ⁻¹
T1	0	0	5,58 a	40 abc	9,1 d	49,0 a	2,41 g	18 c	6,0 de	18,9 cd
T2	0	180	6,00 a	23 d	12,8 abcd	49,6 a	3,60 def	31 bc	10,1 bcd	26,9 bc
T3	0	360	5,65 a	34 abcd	13,4 abc	55,8 a	4,62 c	30 bc	12,5 bc	37,5 a
T4	90	0	5,05 a	32 bcd	10,6 bcd	53,8 a	2,72 fg	21 c	5,4 e	18,0 d
T5	90	180	6,74 a	28 cd	11,7 bcd	62,7 a	4,15 cde	30 bc	10,9 bcd	27,2 b
T6	90	360	5,44 a	44 ab	13,8 ab	60,0 a	6,00 b	49 a	18,9 a	44,3 a
T7	180	0	6,50 a	26 d	9,7 cd	70,9 a	3,45 ef	22 bc	7,1 cde	19,7 bcd
T8	180	180	5,94 a	47 a	14,3 ab	58,7 a	4,52 cd	37 ab	12,9 b	25,5 bcd
T9	180	360	6,49 a	39 abc	15,7 a	65,4 a	7,18 a	48 a	15,2 ab	40,0 a
Promedios			5,93	34,8	12,4	58,3	4,3	32,54	11,0	28,7
MDS entre medias			-----	13	3,8	-----	0,96	15	5,4	8,2

En cada columna las cifras seguidas de diferentes letras difieren estadísticamente según test de Fisher ($P > 0.05$)
El resalte en negrita indica la extracción más alta en cada año

La producción de MS del primer cultivo testeo (avena) no muestran efectos residuales proveniente de los tratamientos que involucran la incorporación de cama de pollo. Ello se ve reflejado también en la extracción de nutrientes, con algunas diferencias poco consistentes en N y P, y sin diferencias en K. El resultado se atribuye a la condición inicial del suelo con un historial de 10 años de descanso agrícola.

Luego de una secuencia agrícola de 5 cultivos consecutivos durante 3 años y con retiro de toda la materia orgánica (sin rastrojo), los resultados del segundo testeo de residualidad (fin del ciclo experimental) sí muestran diferencias significativas entre tratamientos, tanto en MS como en extracción de nutrientes.

La figura 17 ilustra claramente las diferencias de resultados entre ambos testeos de residualidad. Como se analiza en la sección siguiente, y si bien es un parámetro muy dinámico, estos resultados

son consistentes con la evolución de los nitratos en el suelo.

Evolución de los nitratos en el suelo.

La evolución de nitratos en el suelo se realizó muestreando luego de la cosecha de maíz en primera y segunda zafra a una profundidad de 0-20 cm, y en tres profundidades luego del segundo testeo de residualidad (trigo).

En el cuadro 22 se presentan los resultados para los 2 muestreos en la profundidad 0-20 cm; registrándose diferencias estadísticamente significativas luego del segundo cultivo de maíz, coincidente con Rabuffetti y col. (2010) que señalan que en este tipo de ensayos las diferencias en nitratos aparecen a medida que los tratamientos se repiten en el tiempo.

Luego del segundo maíz las diferencias que se observan son entre el testigo y aquellos tratamientos combinados que tienen las dosis máximas de N (T 06, 08 y 09).

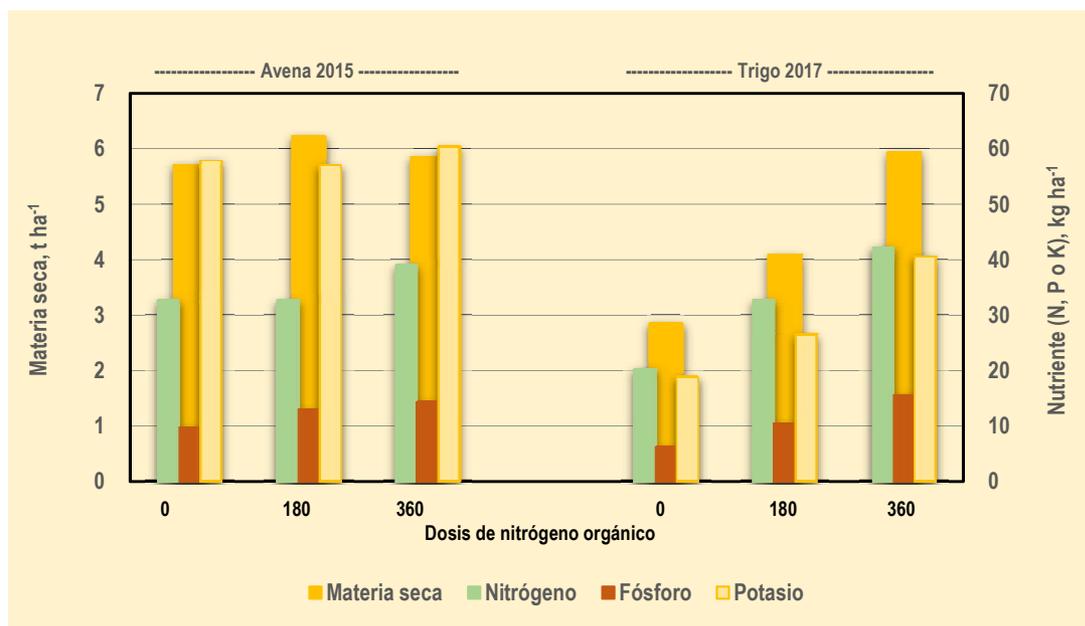


Figura 17. Diferencias entre las respuestas entre ambos testeos de residualidad.

Nivel de fósforo disponible en el suelo luego de los testeos de residualidad

Al final de cada cultivo de maíz y luego del segundo testeo de residualidad se determinó el P disponible en el suelo (cuadro 23).

Como se ilustra en la figura 18, los tratamientos con aplicación de cama de pollo presentaron mayores niveles de P disponible respecto de los que no recibieron aportes orgánicos. Las diferencias fueron estadísticamente significativas.

Cuadro 22. Nitratos en los primeros 20cm del suelo.

Tratamiento	N _{min}	N _{org}	2015	2016
			----- mg kg ⁻¹ -----	
T01	0	0	31 a	5,0 c
T02	0	180	22 a	5,8 bc
T03	0	360	27 a	7,1 abc
T04	90	0	31 a	6,2 bc
T05	90	180	36 a	6,3 bc
T06	90	360	27 a	8,2 ab
T07	180	0	29 a	6 abc
T08	180	180	35 a	8,2 ab
T09	180	360	33 a	9,3 a
<i>Promedios</i>			30	7
<i>MDS entre medias</i>			----	2,6

En los muestreos 0-20 y 20-40 cm luego del último testeo de residualidad no se determinaron diferencias entre tratamientos y los niveles del parámetro fueron muy bajos (entre 2,91 y 3,34 mg kg⁻¹).

Cuadro 23. Nivel de P disponible en el suelo luego de los cultivos de maíz y del segundo testeo de residualidad.

Tratamiento	N _{min}	N _{org}	2015	2016	2017	Testeo de residualidad
			----- μg g ⁻¹ -----			
T01	0	0	30 d	10 d	12 d	3 c
T02	0	180	58 c	51 c	64 c	16 bc
T03	0	360	117 a	121 a	138 a	28 ab
T04	90	0	32 d	13 d	18 c	3 c
T05	90	180	58 c	41 c	55 b	15 bc
T06	90	360	91 b	83 b	131 a	28 ab
T07	180	0	35 d	13 d	21 d	5 c
T08	180	180	56 c	75 b	71 c	12 c
T09	180	360	85 b	84 b	125 b	33 a
<i>Promedios</i>			62	55	71	16
<i>DMS entre medias</i>			16	11	17	14

En cada columna las cifras seguidas de diferentes letras difieren estadísticamente según test de Fisher ($P > 0.05$)
El resalte en negrita indica la extracción más alta en cada año

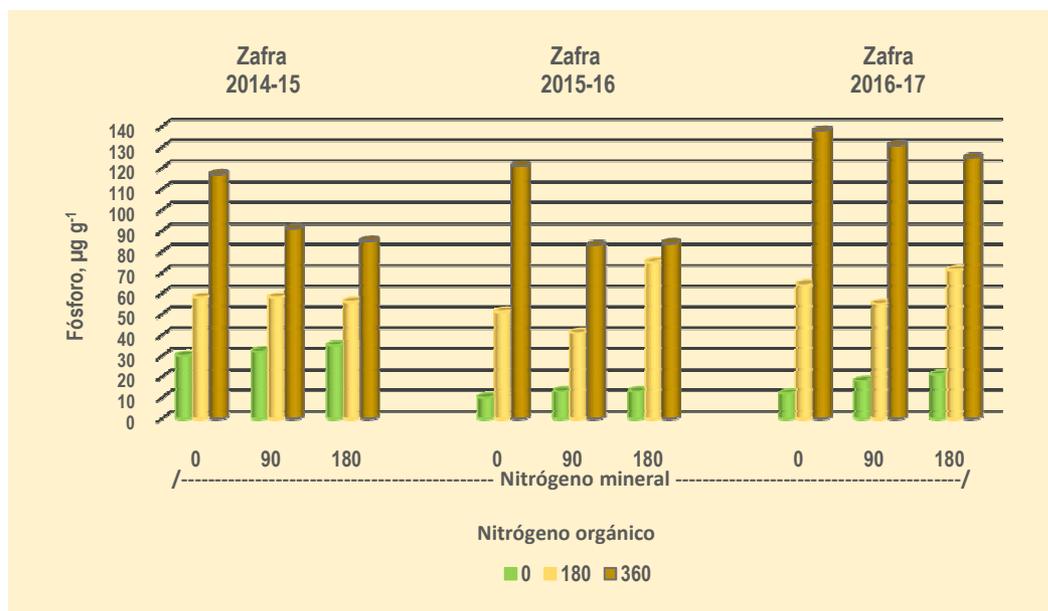


Figura 18. Medias del P disponible en el suelo luego del cultivo de maíz según tratamientos.

Mediante regresiones lineales entre las dosis de CP y el P disponible en el suelo luego de la cosecha de los cultivos de verano, es posible determinar que en las condiciones experimentales hubo una tasa de incremento de P disponible en el suelo equivalente a $30 \mu\text{g g}^{-1}$ por cada 10 toneladas por hectárea de CP agregada.

Asimismo, el análisis de los tratamientos combinados determinó resultados coincidentes con la información internacional respecto del efecto favorable del N en la absorción de P (IPNI, 1993). El P disponible en el suelo fue menor en los tratamientos combinados de máxima dosis en buena parte debido a mayor extracción de P, lo que es acentuado por el retiro total del material vegetal producido.

Como se observa en el cuadro 23, al igual que en el experimento 1, luego del ciclo experimental completo, los tratamientos sin agregado de enmienda orgánica quedaron en niveles muy bajos que pueden inferir deficiencias del nutriente para la mayoría de los cultivos. El agregado de la dosis mayor de CP permitió mantener tenores apropiados para la mayoría de los cultivos. Por otro lado, a diferencia del experimento 1 en que no se realizó monitoreo del P disponible, los resultados muestran la dinámica del parámetro, con niveles marcadamente inferiores a los hallados aproximadamente 6 meses antes, luego del tercer cultivo de maíz.

De acuerdo con Rabuffetti (2017), a diferencia del N, donde la casi totalidad de sus formas en el suelo son orgánicas y su dinámica responde fundamentalmente a procesos biológicos, y a diferencia del K, que se encuentra solo en formas inorgánicas y su dinámica responde a equilibrios químicos, en la dinámica del P coexisten procesos químicos vinculados con las formas inorgánicas y procesos biológicos vinculados con las formas orgánicas. Todos ellos afectan la concentración de P en la solución y la cantidad de P en la fase sólida y, por lo tanto, la cantidad de P disponible para los cultivos y para el transporte hacia aguas superficiales o subterráneas.

Los resultados confirman lo que el mismo autor establece como concepto que prevalece actualmente, que la retención de P debe visualizarse en todo el volumen de suelo afectado por la aplicación del fertilizante y en un lapso que incluya toda la estación de crecimiento o más. Como tal, la retención del P se configura como un “continuum” de reacciones de adsorción, absorción y precipitación que resultan en la formación de compuestos inicialmente metaestables de alta reactividad que van evolucionando gradualmente a formas menos reactivas y más estables.

En el mismo sentido, García y col. (2014) señalan que el P orgánico, para estar disponible para plantas y microorganismos, debe ser liberado como P inorgánico mediante el proceso de

mineralización que ocurre bajo dos mecanismos: biológico y bioquímico. En el primero, el P fijado al CO es liberado como P inorgánico cuando los microorganismos heterótrofos degradan los compuestos orgánicos con el fin de obtener energía y C. Por tanto, esta mineralización está estrechamente ligada a la oxidación del C e involucra las uniones P-C de los compuestos orgánicos. La mineralización bioquímica requiere la actividad de las enzimas fosfatasa que hidrolizan el enlace éster de los compuestos.

La liberación de las enzimas extracelulares producidas por plantas y microorganismos ocurre cuando la concentración de P en solución es baja, por lo tanto, la mineralización bioquímica es controlada por la necesidad de P de los microorganismos.

Algunos investigadores concluyen que la mineralización de P orgánico es controlada por una combinación de factores biológicos y bioquímicos. La actividad biológica determina entonces la accesibilidad del P orgánico, lo cual a su vez controla la tasa de hidrólisis bioquímica mediante las enzimas fosfatasa.

La mineralización e inmovilización del P están reguladas por variables ambientales como la temperatura y humedad del suelo, cuyos efectos son similares a los de N, como también por la relación C:P y el contenido de P del material en descomposición. Si hay insuficiente P disponible en el residuo para la asimilación de C por los microorganismos, estos usan el P inorgánico de la solución y ocurre inmovilización neta de P. Por el contrario, si hay más P presente en el residuo que el necesario para la asimilación de C, ocurre mineralización neta de P. Los suelos que tienen residuos con una relación C:P inferior a 200 presentan una mineralización neta, y aquellos con una relación C:P superior a 300 una inmovilización neta (Harlin y col., 1998, citados por García y col., 2014).

Relaciones entre 200 y 300 resultan en cambios netos pequeños en la concentración de P en solución. En términos de concentración de P en el residuo, se observa mineralización neta

con concentraciones superiores a 0.3 % e inmovilización neta con concentraciones inferiores a 0.2 %. (Stevenson y col. 1999, citados por García y col. 2014)

La relación C:P en la cama de pollo empleada en el experimento estuvo en torno a 20, lo que implica, de acuerdo a lo discutido, un material con muy alta mineralización neta. La hipótesis más probable es que el agregado de este material con alto potencial de mineralización del P previamente al maíz en los tres años determinó los altos niveles de P disponible determinados. Al final del experimento, seguramente una muy abundante y activa biomasa microbiana continuó la degradación de una materia orgánica con una relación C:P más alta que promovió una inmovilización neta, ello asociado a los procesos químicos de retrogradación del P (Suñer y Galantini, 2013).

Si bien en el experimento 1 no se realizó el monitoreo del P disponible, los niveles de extracción de P y de P disponible en el suelo al final de la secuencia experimental, permiten establecer como muy probable la misma dinámica en el P disponible que la determinada en el experimento 2. Tanto la enmienda de compostaje parcial como la de compostaje completo presentaban relaciones C:P muy bajas, en torno a 20.

Evolución del carbono orgánico del suelo

Al igual que en el experimento 1, con los valores promedios de carbono orgánico del suelo se analizó su evolución en el período en que se desarrolló el experimento. Se comparan los tratamientos que recibieron la dosis máxima de cama de pollo con el testigo y la dosis máxima de nitrógeno mineral.

Si bien los resultados no mostraron diferencias estadísticamente significativas (cuadro 24), en menor magnitud que en el experimento 1, el aporte de la CP₃₆₀ contribuyó a mitigar las pérdidas en la reserva de carbono del suelo. La figura 19 muestra descenso de la reserva de carbono orgánico del suelo (COS) inicial para todos los tratamientos, pero la aplicación de cama de pollo durante tres años consecutivos con un total de 27.9 t ha⁻¹ de carbono, atenuó las pérdidas.

Cuadro 24. Niveles de carbono orgánico del suelo luego de la secuencia de cultivos de los tres años del experimento.

Tratamiento	N _{min}	N _{org}	COS %
	<i>Kg ha⁻¹</i>		
T01	0	0	1.45a
T07	180	0	1.41a
T03	0	360	1.64a
T09	180	360	1.66a
DMS entre medias		0.2987	

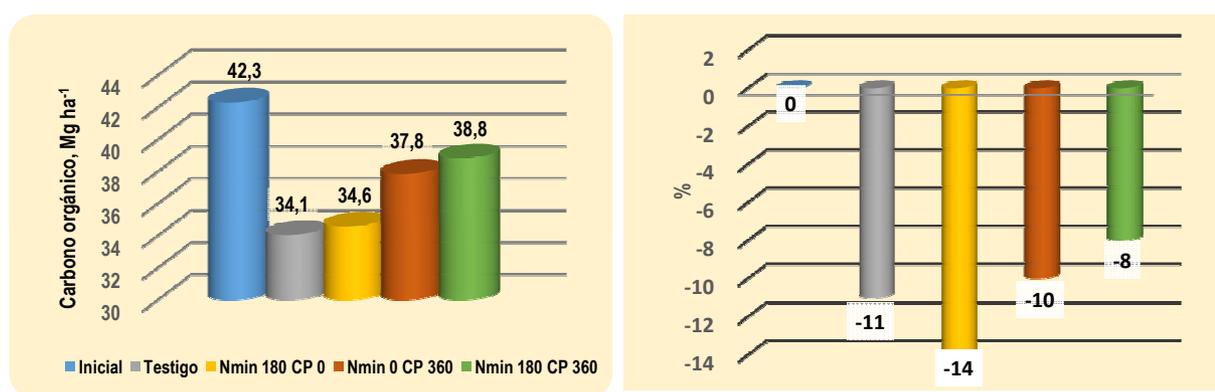


Figura 19. Valor absoluto de la reserva de carbono del suelo y relación proporcional respecto de la reserva inicial.

Cuadro 25. Valores medios de densidad aparente del suelo para cada tratamiento.

Tratamiento	N mineral	N orgánico	Densidad aparente g cc ⁻¹
	<i>Kg ha⁻¹</i>		
T01	0	0	1.30a
T07	180	0	1.29a
T03	0	360	1.16a
T09	180	360	1.17a

Las cifras seguidas de diferentes letras difieren estadísticamente según test de Fisher ($P > 0.05$)

La mitigación de la pérdida de la reserva de COS por la cama de pollo fue tan sólo un 1 % por encima de la del testigo, en tanto en el experimento 1 en el tratamiento CP₃₆₀ fue de 8 %.

En función de estos resultados de la evolución de la reserva de C en este experimento, se considera que no amerita ensayar el cálculo de coeficiente isohúmico.

Evolución de la densidad aparente del suelo.

Con la finalidad de evaluar los beneficios del uso de enmiendas orgánicas en las propiedades físicas del suelo, al final de la secuencia de cultivos y tratamientos, se procedió con la misma metodología empleada en el experimento 1. En el cuadro 25 figuran los valores promedio de densidad aparente para los tratamientos evaluados.

Como se observa en las figura 20, la incorporación de la cama de pollo en los primeros centímetros permitió la mejora de las condiciones físicas del suelo en el horizonte superficial. La reducción de la densidad aparente significó un aumento de la porosidad total equivalente a 5 % en promedio, que seguramente en gran proporción corresponde a aumento en la macroporosidad.

Si bien no hay diferencias importantes en la Dap, se analizó su relación con el contenido

de carbono orgánico del suelo. Al igual que en el experimento 1, en la profundidad estudiada se pudo establecer una relación inversa entre ambas variables, es decir, a medida que se incorpora carbono orgánico al suelo se reduce su densidad aparente y, por ende, su compactación; resultado que coincide con el obtenido por Khaleel, Reddy y Overcash (1981). En la figura 21 se presenta el ajuste del modelo de regresión lineal realizado.

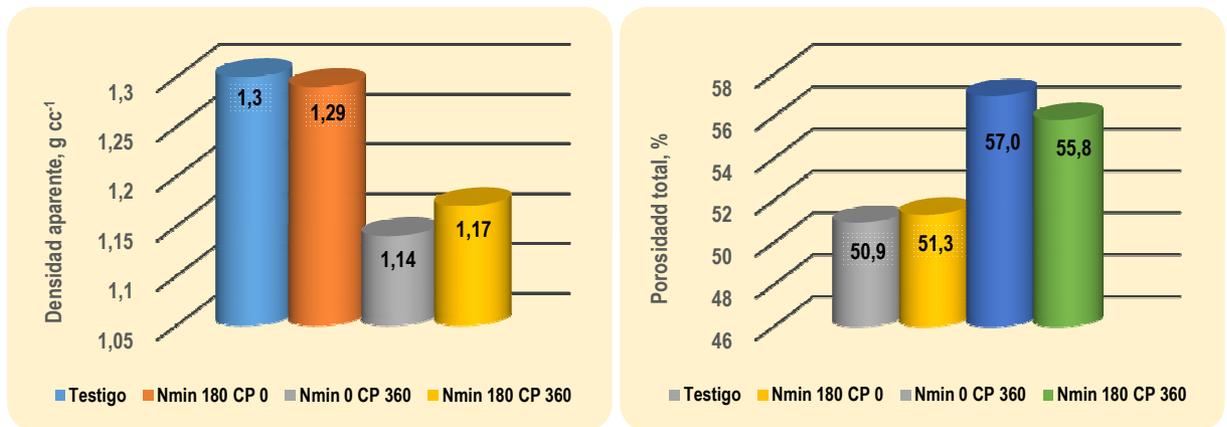


Figura 20. Efecto del agregado de CP en la densidad aparente y porosidad total del suelo.

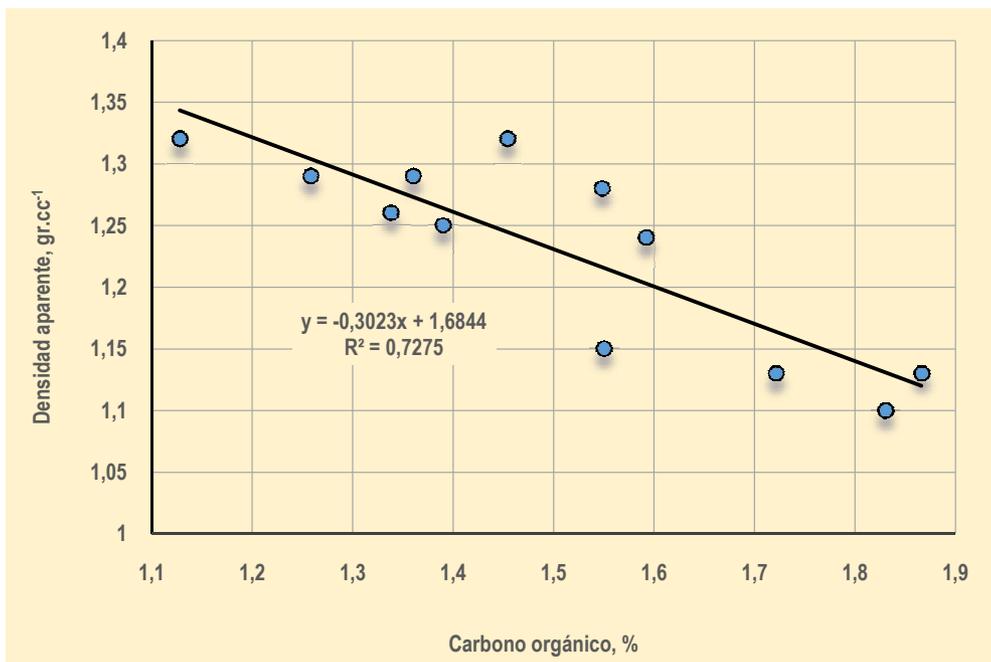


Figura 21. Relación entre la densidad aparente y el porcentaje de carbono orgánico del suelo en el horizonte superficial.

Cuadro 26. Contenido de bases intercambiables (BT) según tratamientos

Tratamiento	N _{min} kg ha ⁻¹	N _{org} kg ha ⁻¹	----- cmol kg ⁻¹ -----				BT
			Ca	Mg	Na	K	
T01	0	0	17,5	6,8	1,1	0,5	25,8
T02	0	180	14,9	6,0	1,2	0,5	22,6
T03	0	360	13,2	5,6	0,9	0,6	20,4
T04	90	0	19,3	7,3	1,3	0,6	28,5
T05	90	180	14,9	6,3	1,2	0,5	22,9
T06	90	360	16,4	6,6	1,1	0,5	24,7
T07	180	0	14,5	5,5	0,8	0,6	21,4
T08	180	180	15,6	6,4	1,0	0,4	23,5
T09	180	360	13,4	5,4	1,2	0,4	20,4
<i>Promedio</i>			<i>15,5</i>	<i>6,2</i>	<i>1,1</i>	<i>0,5</i>	<i>23,4</i>

Evolución de las bases intercambiables

Luego de la cosecha de trigo, último cultivo de testeo de la residualidad (2017), se analizó la evolución del contenido de bases intercambiables. En el cuadro 26 se presenta la información para cada uno de los tratamientos, como se observa no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los mismos, y que no variaron respecto de los valores iniciales, se mantiene la particularidad de niveles altos de Mg y Na.

2.3.3 IMPACTO AMBIENTAL DEL USO DE ESTIÉRCOL DE AVE ASOCIADO CON EL ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL

Los patógenos que contiene el estiércol de ave pueden llegar hasta los cursos de agua a partir de suelos bajo cultivo que han recibido aplicaciones en superficie, lo cual está altamente correlacionado con la intensidad de la lluvia, la distancia recorrida por las aguas y la existencia o no de barreras vegetales. Asimismo, son numerosas las evidencias experimentales que reportan que el transporte de fósforo (P) desde sitios de depósito o suelos que han recibido altas dosis de estiércol hacia aguas

superficiales, puede ser causa determinante de la eutrofización de estas.

Como confirmaron los resultados de los experimentos 1 y 2, cuando el estiércol de ave se aplica en las cantidades requeridas para satisfacer las necesidades en nitrógeno de los cultivos, la cantidad de P agregado excede el nutriente que es removido por los mismos.

Con el objetivo de determinar el impacto ambiental asociado con el escurrimiento superficial y pérdida de suelo por erosión de diferentes manejos del estiércol de ave, se trabajó sobre un Brunosol Subeútrico Lúvico, FAcl de la Estación Experimental de la UDE, con 1,5-2 % de pendiente y erosión moderada.

La simulación de lluvia se realizó mediante un equipo estacionario de picos oscilantes diseñado por el National Soil Erosion Research Lab., USDA-ARS, West Lafayette, USA (Norton & Brown, 1992) perteneciente al Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA) (figura 21). El equipo permite aplicar una misma intensidad y duración de lluvia simultáneamente a 6 microparcelas de 1 x 0.5 metros cada una.



A



B

Figura 22. A. Vista general del simulador de lluvia de 6 picos oscilantes.
 B. Detalle de las microparcels con el sistema colector y pluviómetros de chequeo de la intensidad de lluvia aplicada.

Si bien originalmente se preveía la simulación con una intensidad de lluvia de 60 mm h^{-1} , en virtud de las condiciones edafoclimáticas que se presentaban al momento de realizar las evaluaciones, se consideró que la misma no aseguraba la obtención de escurrimiento, la

intensidad evaluada fue de 120 mm h^{-1} durante 60 minutos. Si bien es un fenómeno de muy escasa o nula ocurrencia, se priorizó realizar la actividad pues la baja probabilidad de que se produjera una “ventana” edafoclimática adecuada y aspectos de logística determinaban que la postergación

seguramente implicaría la no ejecución. De hecho, en ambas evaluaciones los escurrimientos comenzaron cuando ya habían precipitado cerca o más de 60 mm.

En un diseño de bloques al azar con tres repeticiones se evaluaron dos manejos, aplicación en superficie (s) e incorporación (i) de 30 t ha⁻¹ de cama de pollo (CP) y de cama de pollo parcialmente compostada (CPPC). En función de la disponibilidad de microparcelas del equipo, se evaluaron además un tratamiento testigo y uno con incorporación de 30 t ha⁻¹ de estiércol de gallina (EG). En uno de los sitios experimentales la lluvia fue simulada a las 24 horas de aplicadas las enmiendas (*Simulación 1*), y en otro sitio experimental a los 10 días de la aplicación (*Simulación 2*).

El agua y sedimentos escurridos fueron colectados para la determinación de volúmenes y caracterización de los mismos. Determinado el volumen total de escurrimientos se tomó una alícuota para las determinaciones químicas y microbiológicas.

2.3.3.a Resultados y discusión

Escorrimento total y carga de sedimentos

En la figura 23 se presentan los volúmenes y sedimentos de escurrimiento en cada una de las simulaciones realizadas. Se destaca que en los tratamientos de forma de aplicación, los mayores escurrimientos se produjeron cuando los materiales fueron incorporados (i) dentro del suelo; y que el mayor escurrimiento se produjo en el tratamiento con estiércol de gallina (EG).

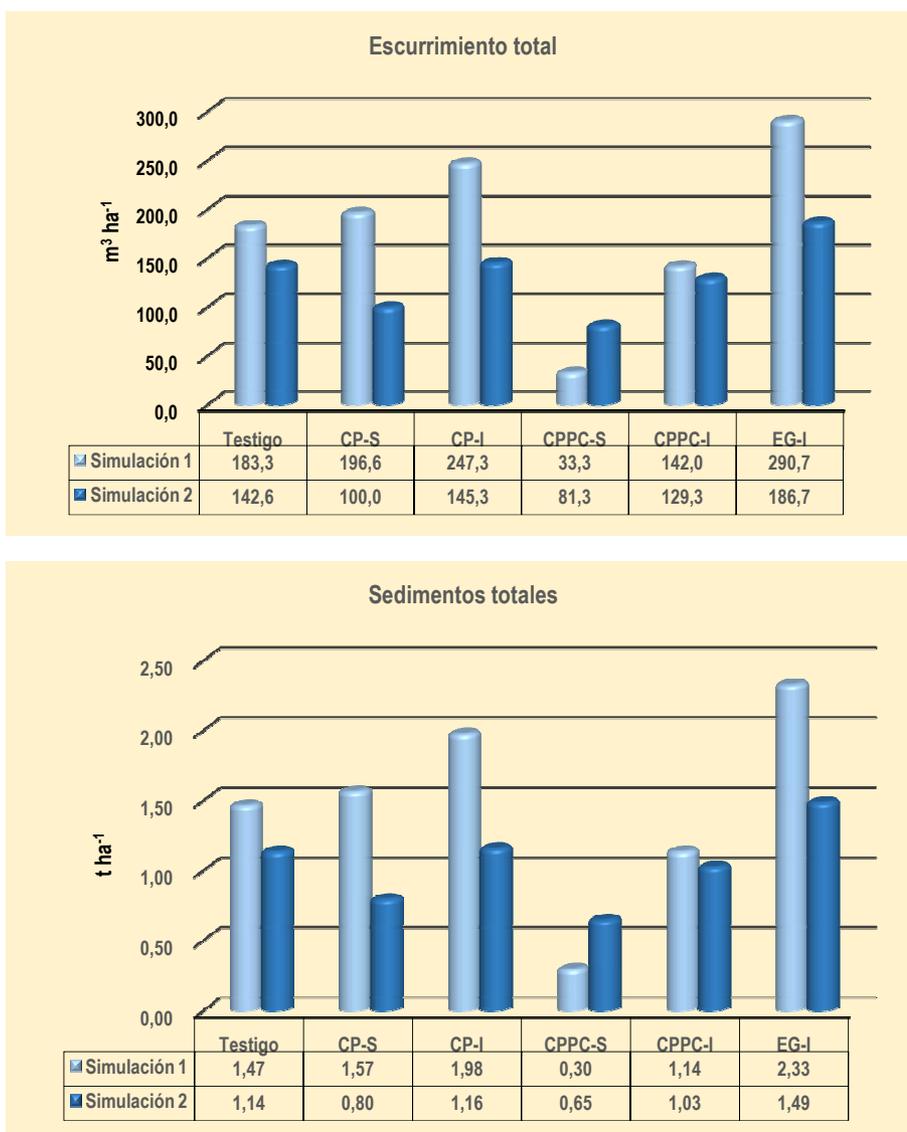


Figura 23.- Escorrimento de agua y sedimentos según tratamiento

Los sedimentos transportados por el escurrimiento de agua fueron en términos generales mayores con CP que con CPPC, con diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$). El tratamiento de referencia (EG incorporado) supera en sedimentos perdidos a todos los tratamientos en ambas simulaciones.

Tanto en la simulación a las 24 horas (simulación 1) como a los 10 días (simulación 2), el escurrimiento de sedimentos es menor (57 % en promedio) cuando los materiales quedan en superficie respecto de cuando son incorporados. En parte, ello se explicaría por el efecto protector de la cubierta del suelo proporcionada por los diferentes materiales (figura 24). La cama de pollo sin procesar es una mezcla de estiércol de ave con cáscara de arroz, a la que se suma paja de trigo en la cama de pollo parcialmente compostada. El estiércol de gallina puro no incluye mezcla con materiales vegetales pajizos de alta relación C:N. Por lo tanto, la CP y la CPPC son materiales relativamente sueltos con un contenido de humedad medio a bajo, lo que facilita que su aplicación al suelo sea uniforme, tanto en superficie como cuando son incorporados. El estiércol de gallina, por las características anteriormente descritas y por su alto contenido de humedad, se comporta como una pasta que dificulta su distribución uniforme en el suelo.

Asimismo, los residuos vegetales que poseen la CP y la CPPC en superficie actúan como cubierta del suelo reduciendo el impacto de la lluvia sobre los agregados y, al generar un microrrelieve rugoso,

favorece la infiltración y reduce la velocidad de escurrimiento.

Si bien ambas simulaciones presentaron la misma tendencia, la significancia estadística fue diferente. En la simulación 1 se determinaron diferencias estadísticamente significativas a $p > 0.01$ entre los tratamientos, siendo CPPCs el que presentó menor escurrimiento de sedimentos y el tratamiento EG_i el mayor. Las diferencias entre tratamientos en la simulación 2 alcanzaron una significación de $p > 0.1$.

La menor magnitud de los escurrimientos en la simulación 2 se atribuye, por un lado, al acondicionamiento de la estructura del suelo en superficie en los 10 días transcurridos desde la aplicación de los tratamientos. Y por otro, al déficit hídrico y alta demanda atmosférica en dicho período, lo que provocó el agrietado característico de este tipo de suelos con la consiguiente mayor infiltración.

Contenido de fósforo total y soluble

En la figura 25 se presenta el contenido de fósforo total en los escurrimientos de los diferentes tratamientos. Si bien se mantiene el mayor escurrimiento en EG_i, en los tratamientos con cama de pollo se puede observar un resultado inverso al de los volúmenes y sedimentos escurridos antes analizado, los mayores contenidos de fósforo total escurrido se determinaron en los tratamientos de aplicación en superficie; con concentraciones de fósforo hasta un 30% mayores (figura 26).

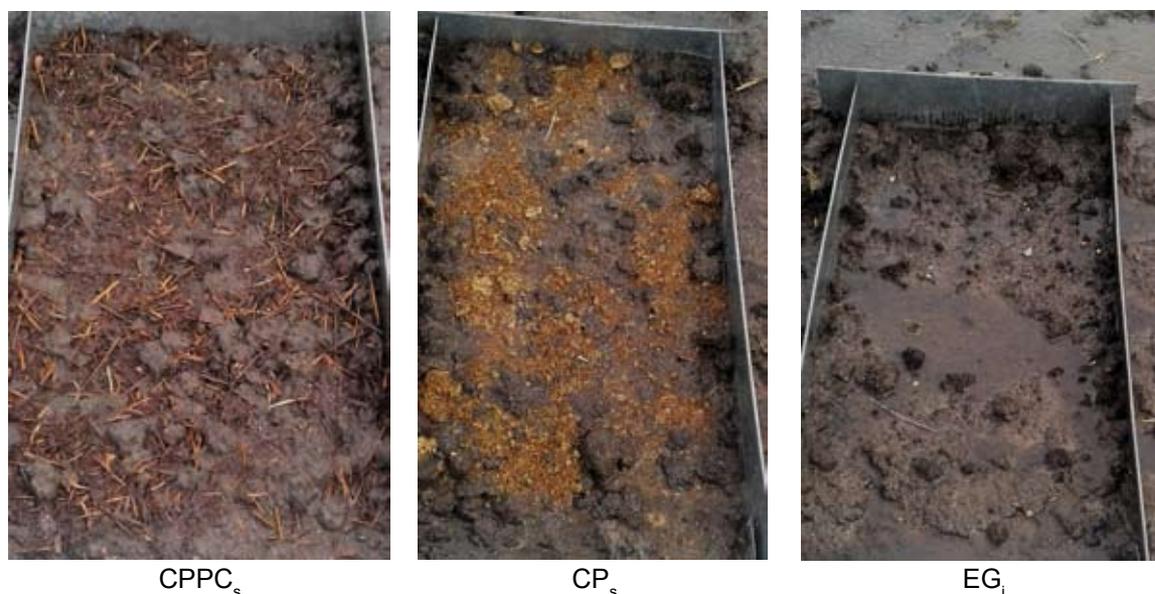


Figura 24. Parcelas de los diferentes tratamientos.

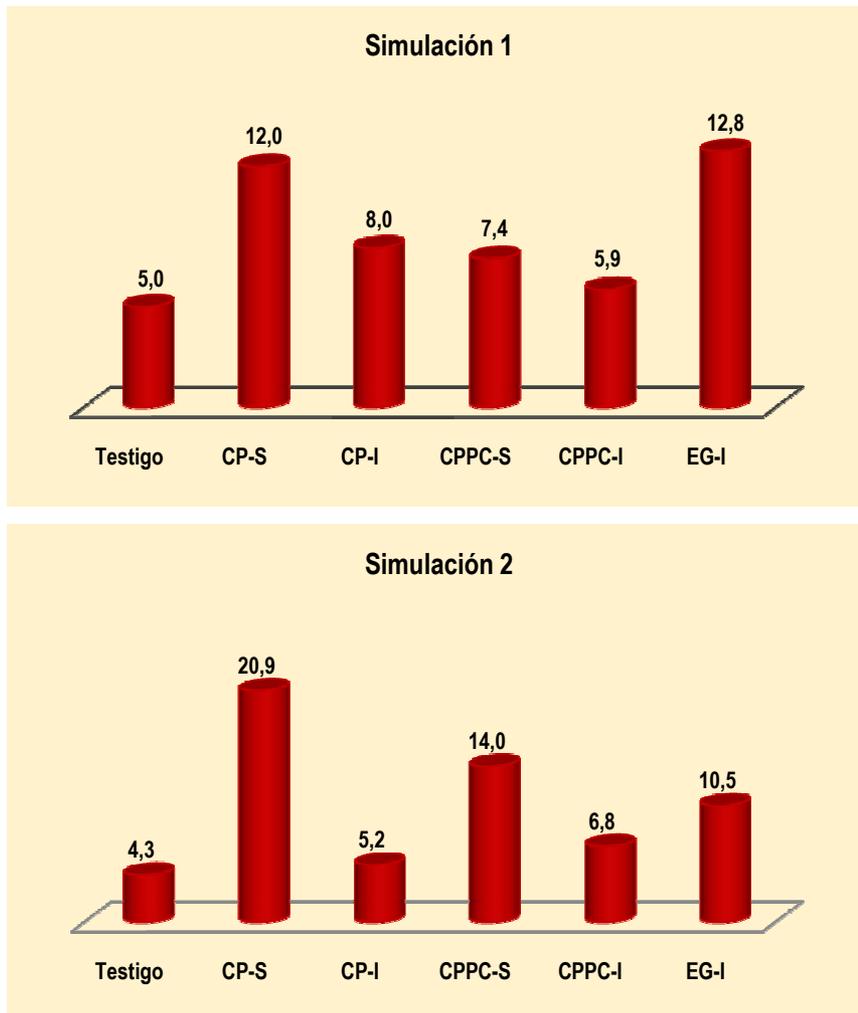


Figura 25. Concentración de fósforo total (mg l⁻¹) en el agua de escurrimiento

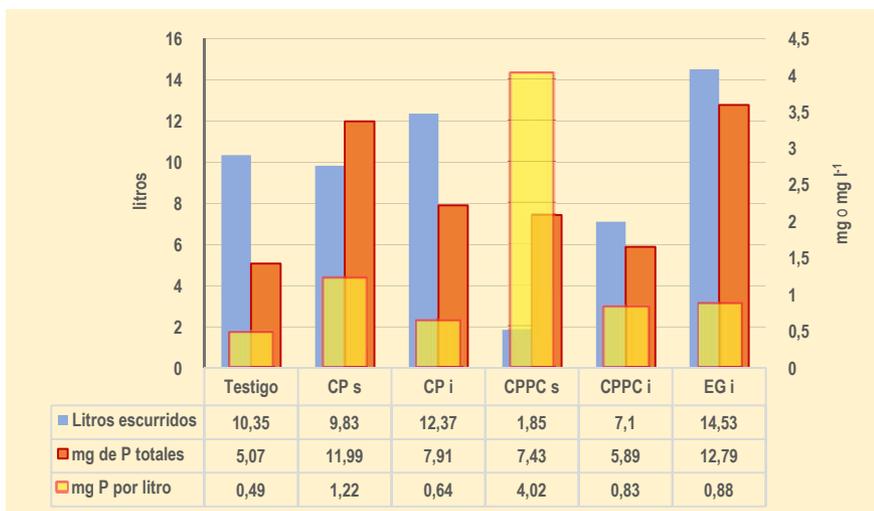


Figura 26. Concentración fósforo en el agua de escurrimiento y litros totales escurridos para cada tratamiento de en la simulación 1.

En cuanto a las formas de fósforo medido (figura 27), el P total es la fracción más importante, probablemente debido a que está asociado a la fracción sólida transportada por el agua de escurrimiento (Mallarino, 1999; Penn y Smith, 2002).

Por otro lado, analizando la relación P soluble / P total, se puede apreciar que en la primera simulación (24 hs) la fracción soluble representa

en promedio un 23 %. En cambio, observando la misma relación en la simulación 2 (10 días) esta alcanza valores de 65 %. Estudios de Arocena *et al.* (2012) de las aguas superficiales en zonas específicas de la cuenca del Río Santa Lucía en el departamento de Canelones (microcuencas lecheras y agrícola-ganaderas) con altas concentraciones de P, determinaron que el P soluble constituyó en promedio el 73 % del P total.

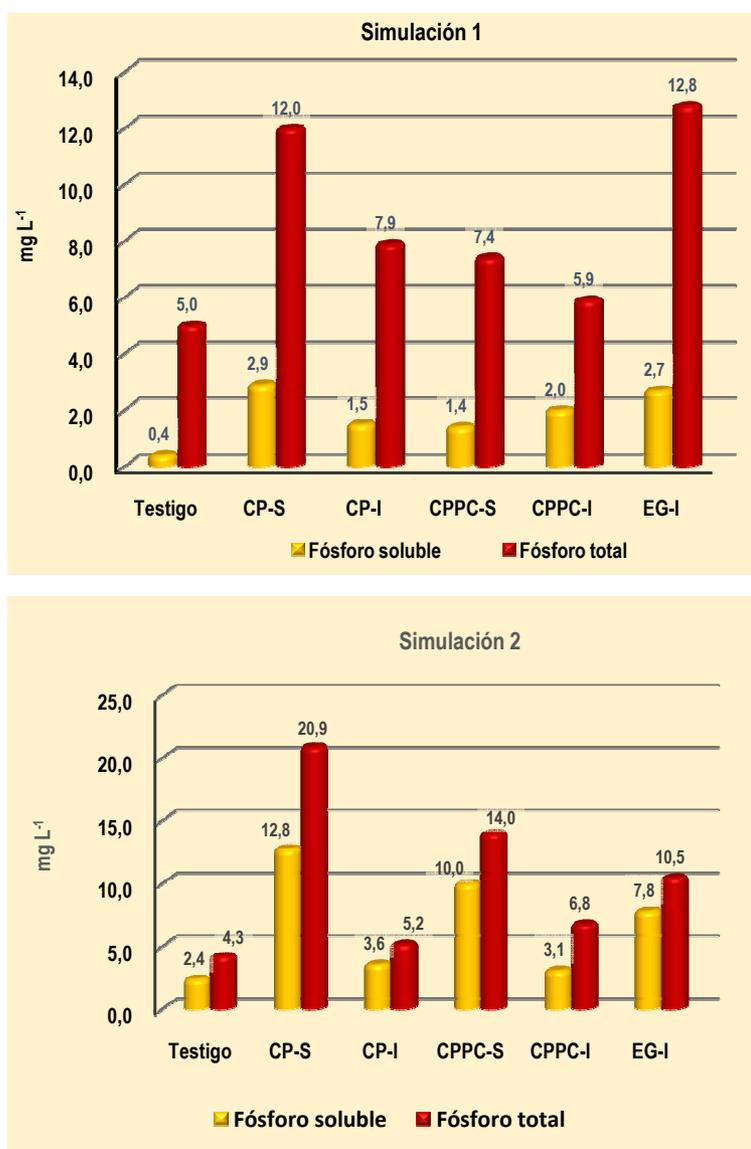


Figura 27.- Concentración de fósforo total y soluble en los escurrimientos.

El aumento de la relación P soluble / P total indicaría un activo proceso de mineralización de los restos orgánicos agregados sobre o dentro del suelo, recordemos que como se analizó en el experimento 2, la muy baja relación C:P de los materiales agregados asegura un proceso de mineralización neta del P. No hubo diferencias importantes en dicho incremento porcentual entre el aporte en superficie (S) e incorporado (I). La mayor parte de los estudios han encontrado que el potencial de pérdida tanto del P soluble como del P particulado aumenta significativamente a medida que aumenta el nivel de P asimilable del suelo (Rabuffetti, 2017)

Tanto en la simulación 1 como en la 2, el fósforo recogido es superior en aquellos tratamientos donde el material agregado queda en superficie, en torno a 40 y 190 % respectivamente.

Los resultados son consistentes con los procesos responsables del transporte del P desde los suelos hacia las aguas. De acuerdo con Rabuffetti (2017), el transporte de P de los suelos a las aguas conocido comúnmente como “escurrimiento agrícola” o “polución a partir de sitios no puntuales” abarca dos procesos fundamentales que ocurren en condiciones de campo: *escurrimiento superficial* y *flujo subsuperficial*. El primero incluye las pérdidas de P disuelto en el agua de escurrimiento (P soluble) y el adherido o adsorbido a partículas del suelo (arcilla, materia orgánica) removidas por la erosión (*P particulado*).

En suelos que han recibido algún tipo de laboreo en la parte superficial (especialmente laboreo convencional) la mayor proporción del P transportado en el escurrimiento superficial

proviene de procesos erosivos. En cambio, en pasturas o suelos no cultivados (bajo siembra directa), el escurrimiento superficial transporta pocos sedimentos (menor erosión) y las pérdidas potencialmente mayores están asociadas al P soluble; situación ésta que podría semejar a la condición de aplicación de la enmienda orgánica en superficie.

El mismo autor explica que a medida que la lluvia golpea sobre la superficie del suelo, parte de la misma se infiltra y parte escurre. El agua de escurrimiento desprende y transporta sedimentos que contienen P (P total y P particulado) y remueve algo de P inorgánico y de P orgánico. También existe una zona en los primeros 1-2 cm del suelo en donde se produce interacción con el escurrimiento como resultado de lo cual cierta cantidad de P disuelto es extraída por el agua para luego incorporarse a la corriente superficial que desciende hacia las aguas superficiales.

En la mayoría de los casos, el transporte de P del suelo hacia las aguas ocurre principalmente por escurrimiento superficial más que por flujo subsuperficial. Salvo algunas excepciones, en la mayoría de los suelos los mecanismos de retención de P por la fase sólida son lo suficientemente importantes como para minimizar o anular posibles movimientos de los fosfatos, aun con altas dosis de aplicaciones bajo forma de fertilizantes minerales, estiércol o desechos industriales.

Concentración de N total, N-NO₃ y N-NH₄ en el escurrimiento.

En la figura 28 se presentan los resultados de las determinaciones de N total, N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺ en el escurrimiento.

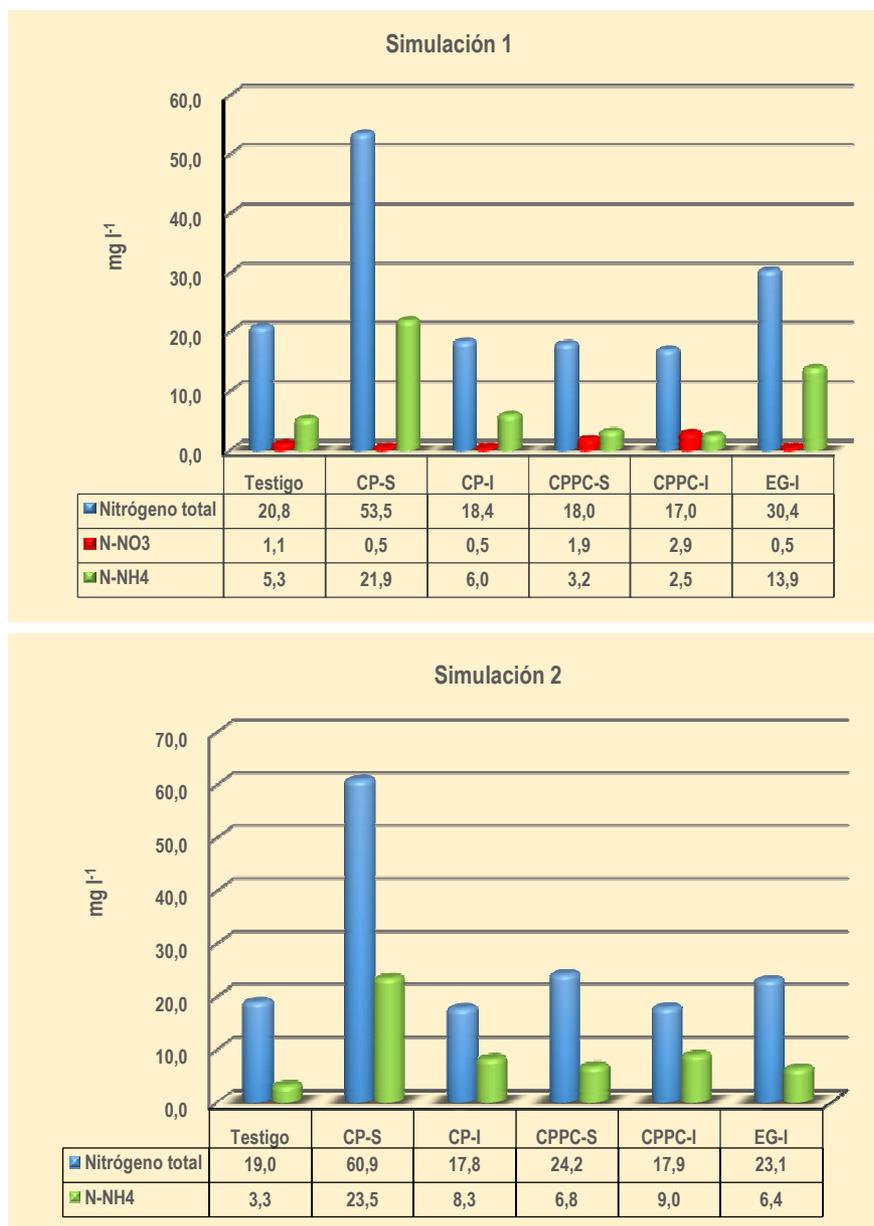


Figura 28. Contenido de N total, N-NO₃ y N-NH₃ en el agua de escurrimiento..

En forma similar al P, la fracción más importante en el escurrimiento es el N total. Se destaca la forma amoniacal como la más abundante, y el bajo nivel (ausencia en la simulación 2) de la forma nítrica

que implica bajo potencial de contaminación. Como era de esperar, el agregado en superficie provocó un mayor nivel de escurrimiento tanto de N total como en forma amoniacal.

Capítulo 3.

CONCLUSION

El valor del estiércol de ave como abono y enmienda para la producción de cultivos y pasturas es de conocimiento ancestral. Aporta nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y otros nutrientes esenciales para la producción vegetal, pero también es relevante como enmienda orgánica con el objetivo de mejorar la condición física, química y biológica de los suelos. Como enmienda, el estiércol es una importante herramienta de manejo para agregar carbono (C) a suelos degradados en su productividad o bajo sistemas de cultivos en los que se retira en la cosecha un alto porcentaje o la totalidad de la biomasa vegetal.

En contrapartida, su permanencia en depósitos o aplicaciones excesivas y no concordantes en el tiempo con las necesidades de nutrientes de los cultivos (particularmente nitrógeno), incrementan el riesgo de impacto ambiental negativo del estiércol de ave. Impacto que puede ser por contaminación con nitratos de las aguas subterráneas, eutrofización de aguas superficiales por acumulación de nitrógeno (N) y fósforo (P) debido al escurrimiento y erosión de los suelos, y/o contaminación de suelos, aguas y cultivos con patógenos.

Son necesarias estrategias de manejo del estiércol que minimicen los riesgos ambientales y potencien su utilización como fertilizante o enmienda. Además de las prácticas agronómicas necesarias (dosis, épocas y formas de aplicación) para asegurar el uso eficiente del estiércol, se deben incorporar tecnologías de procesamiento que contribuyan desde el propio sitio de producción o acumulación a disminuir riesgos ambientales.

Con ese marco conceptual fue que se establecieron los objetivos y se diseñó la estrategia de investigación del proyecto, y en base a los resultados es posible establecer:

1. Si bien el diagnóstico del estado químico y microbiológico de aguas subterráneas y superficiales fue acotado en cantidad de sitios y sin monitoreo, confirmó y coincidió con estudios similares respecto al grado de contaminación de las mismas.

En todas las aguas subterráneas se determinó presencia de nitratos que, si bien se mantienen por debajo del máximo tolerable, en la mitad de los sitios se encontraban próximos al mismo. También en coincidencia con otros estudios, los niveles de nitratos en aguas superficiales fueron marcadamente inferiores al límite máximo.

Respecto al P, los resultados fueron inversos, no se detectaron fosfatos en las aguas subterráneas y sí en todas las superficiales, con contenidos de P-PO₄ muy por encima del rango umbral de eutrofización.

Los estudios microbiológicos establecieron que ninguna de las aguas relevadas era apta para consumo.

Corresponde precisar que en ninguno de los casos los resultados se pueden atribuir exclusivamente al estiércol de ave, pues en todos los sitios se constataron otras fuentes potenciales de contaminación tanto en el predio como en predios vecinos.

2. Se comprobó que con la aplicación correcta de la tecnología de compostaje, tanto con el compostaje completo como con el compostaje “parcial” o “termófilo”, se alcanza uno de los principales objetivos del proceso, una importante reducción de los patógenos característicos del estiércol de ave.

La caracterización de las enmiendas y los resultados obtenidos en la evaluación, contribuyen a establecer pautas para un mejor manejo, una utilización más eficiente y reducir los riesgos que puede presentar el estiércol de ave.

3. Los resultados en la producción de MS por los cultivos de maíz en ambos experimentos confirman claramente que la acumulación de materia orgánica en el suelo, la evolución y establecimiento de nuevos equilibrios en los procesos de su degradación y las condiciones climáticas, son factores que contribuyen para que los materiales orgánicos actúen como fuente de N para los cultivos.

Asimismo, la información generada, en coincidencia con las hipótesis de trabajo, confirmó que además de las condiciones climáticas, luego de agregar residuos orgánicos

el aumento o disminución del nitrógeno en forma de nitrato y de amonio del suelo (nitrógeno mineral del suelo) depende de varios factores, entre otros: La cantidad y composición química de los residuos agregados, el contenido inicial de nitrógeno mineral del suelo y las prácticas de manejo de suelo y cultivo.

4. Si bien los resultados obtenidos de equivalencia del nitrógeno orgánico respecto del nitrógeno de fuente mineral no confirman plenamente la hipótesis de trabajo respecto del potencial de mineralización de nitrógeno de las enmiendas orgánicas, se considera que la información generada no las invalida. Si bien los resultados estuvieron por debajo de las estimaciones y fueron muy variables, son una muy buena base para la toma de decisiones en el uso de enmiendas orgánicas como fuente de nitrógeno para los cultivos. Deben ser acompañadas en la decisión técnica por aspectos esenciales como: tipo, caracterización y manejo del material orgánico, tipo de suelo y, tipo y manejo del cultivo. Así como por un permanente monitoreo de las condiciones durante el desarrollo del cultivo para implementar medidas que favorezcan la mineralización y/o minimicen los riesgos de impacto ambiental de los materiales orgánicos.
 5. Respecto al desarrollo del cultivo de maíz y extracción de los tres principales nutrientes que contribuyen a la estrategia de manejo de la fertilización de los mismos, en particular en base a enmiendas orgánicas, los resultados obtenidos fueron consistentes con la información internacional revisada. La misma establece como período más intenso de producción de materia seca es entre los 40 y 100 días después de la siembra (DDS), la acumulación de nitrógeno entre los 40 y 75 DDS, el potasio en biomasa aérea en floración puede representar hasta el 85 % del total acumulado, y la tasa de acumulación de fósforo es más estable durante todo el período de desarrollo del cultivo.
 6. En las condiciones experimentales, ambos experimentos confirmaron los beneficios del empleo de materiales orgánicos para mitigar las pérdidas, mantener e incluso aumentar la reserva de carbono de los suelos.
- Resalta el resultado del experimento 1, en que la dosis mayor de las tres enmiendas evaluadas: Cama de pollo sin procesar, cama de pollo compostada y cama de pollo parcialmente compostada, determinaron respectivamente un incremento de 2, 5 y 11 % por encima del carbono inicial del suelo. Si bien el empleo de cama de pollo en el experimento 2 de fertilización nitrogenada combinada no incrementó la reserva de carbono, sí contribuyó a mitigar las pérdidas. Ello se atribuye a una mejor condición inicial del suelo y mayor contenido inicial de carbono que supone mayor fracción lábil del mismo.
- Más allá de las diferencias en la evolución de la reserva de carbono del suelo y que la densidad aparente no presentó diferencias estadísticas entre tratamientos, en ambos experimentos se pudo establecer que en los 0 – 15 cm del suelo la misma presentó una relación inversa con el contenido de carbono ($R^2 = 0,73$). La incorporación de carbono orgánico reduce la densidad aparente y, por ende, su compactación.
7. Los resultados de la evolución del carbono orgánico del suelo, resaltan la relevancia y el potencial de las enmiendas orgánicas para la sustentabilidad de la producción agrícola. En particular para los cultivos como el maíz para ensilaje, en que la totalidad de los nutrientes extraídos son exportados del suelo, así como el carbono atmosférico capturado.
 8. Las características químicas de las enmiendas empleadas, los niveles de extracción en ambos experimentos y el monitoreo del fósforo disponible en el experimento 2, permiten afirmar que en los tres años de agregado de enmiendas hubo mineralización neta de fósforo. Ello está en concordancia con el concepto actual de la dinámica del nutriente en el suelo, un “continuum” de reacciones de adsorción, absorción y precipitación con formación de compuestos inicialmente metaestables de alta reactividad que evolucionan a formas menos reactivas y más estables.
 9. La conjunción de la información generada en el proyecto respecto a la disponibilidad de fósforo y la evolución del que es agregado mediante el estiércol, confirman conceptos actuales sobre la dinámica del nutriente y el control agronómico y ambiental de su nivel en los suelos:

- La determinación de aportes de estiércol de ave en base a las necesidades de nitrógeno de los cultivos, conlleva un riesgo importante de acumulación de fósforo en el suelo. En general, se eleva el contenido de este último y un bajo porcentaje es aprovechado por el cultivo en el año de aplicación.
- La acumulación del fósforo agregado en exceso a lo largo de los años, resulta en la gradual saturación de la capacidad de retención y el aumento en la disponibilidad del nutriente. Su acumulación en los suelos más allá de los niveles de suficiencia para el crecimiento vegetal, favorece el transporte por escurrimiento de cantidades que afectan la calidad de las aguas.
- El agregado de estiércol aumentó en ciertos períodos en forma importante el contenido en fósforo asimilable del suelo. La información agronómica se utiliza como primera aproximación para estimar el riesgo de pérdida del fósforo; al aumentar el fósforo disponible, aumenta significativamente el potencial de pérdida tanto del fósforo soluble como del fósforo particulado. Es relevante poder anticipar esos momentos para extremar las medidas de control del transporte del nutriente.
- La magnitud del transporte por escurrimiento superficial varía también en función del tiempo entre la aplicación de fósforo y el evento de lluvia, del método de aplicación

y de la fuente de fósforo agregada. En las simulaciones realizadas a las 24 horas como a los 10 días, el escurrimiento de sedimentos fue menor (57 % en promedio) cuando los materiales se dejaron en superficie respecto de cuando fueron incorporados. El estiércol de gallina puro incorporado presentó en ambas simulaciones el mayor escurrimiento total y de sedimentos en ambas simulaciones. Sin embargo, el fósforo total en el escurrimiento fue el mayor a las 24 horas y mucho menor a los 10 días en relación a la cama de pollo agregada en superficie.

10. Definir la dosis de nitrógeno requerida por los cultivos combinando el estiércol de ave con fuentes nitrogenadas minerales, es una estrategia adecuada para satisfacer los altos requerimientos en nitrógeno y reducir la acumulación de fósforo.

El proyecto de investigación realizado es una contribución más que reafirma el potencial del estiércol de ave como fuente de nitrógeno para los cultivos, y herramienta para mantener y/o incrementar el carbono orgánico de los suelos con la consiguiente mejora de sus propiedades físicas. Asimismo, es un aporte al desarrollo de estrategias de manejo y utilización del estiércol, y a la práctica de combinar fuentes orgánicas e inorgánicas para minimizar el impacto ambiental.

Bibliografía

- Aho, M.** 1992. Problems of Salmonella sampling, *International Journal of Food Microbiology*. Volume 1, Issues 3-4 p. 225-235.
- APHA** 9060, 2004. Total Organic Carbon, part of Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/9060a.pdf>
- Arocena, R. G. Chalar, C. Perdomo, D. Fabián, J. Pacheco, M. González, V. Olivero, M. Silva, P. García y V Etchebarne,** 2012. Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. En: VI Congreso del Medio Ambiente. Asociación de Universidades del Grupo Montevideo, La Plata, Argentina.
- Barbazán, M.; del Pino, A.; Moltini, C.; Hernández, J. y Rodríguez, J.** 2011. Caracterización de materiales orgánicos aplicados en sistemas agrícolas intensivos de Uruguay. *Agrociencia*. 15 (1): 82–92.
- Bear, F.E.** 1963. Suelos y fertilizantes 2ed. Barcelona (España): Omega, 458 p. Traducido de la cuarta edición norteamericana.
- Black, C. A.** 1975. Relaciones Suelo-Planta. Primera edición. Montevideo. Hemisferio Sur S.A. 421 p.
- Cabrera, M. Kissel, D. y Vigil, M.** 2005. Nitrogen Mineralization from Organic Residues. *J. Environ. Qual.* 34:75-79.
- Canet Castelló, R.** 2019. Uso de materia orgánica en Agricultura, Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. Disponible en: <https://docplayer.es/324382-Uso-de-materia-organica-en-agricultura-rodolfo-canet-castello-instituto-valenciano-de-investigaciones-agrarias.html>
- Ciampitti, I. A.; Boxler, M. y García, F. O.** 1987. Nutrición de Maíz: Requerimientos y Absorción de Nutrientes. *Informaciones Agronómicas*. 48: 14-18.
- Docampo, R.** 2012. La importancia de la materia orgánica del suelo y su manejo en producción frutícola In: Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria; Seminario de actualización técnica., INIA Serie Actividades de Difusión 687. p. 81-88.
- Echeverría, H.E.; García, F.O.** 2014. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. INTA Ediciones, 2a. ed. Buenos Aires. ISBN No 978-987-521-55-8
- Eghball, B.; Wlendols, B. J.; Gilley, J. E. y Eigenberg, R. A.** 2002. Mineralization of manure nutrients. *Journal of Soil and Water Conservation*. 57 (6): 470–473.
- FAO.** 2017. Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura Roma, Italia <http://www.fao.org/3/b-i6937s.pdf>
- Fernández Casals, G.** 2018. Efecto de fuentes minerales y orgánicas de nitrógeno en el crecimiento, acumulación de nutrientes y rendimiento de maíz para silo. Tesis de grado, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de la Empresa. Montevideo, Uruguay.
- García, F.O.; Picone, L.I.; y Campiati I.A.** 2014. Capítulo 8 Fósforo. In: Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Ed. Hernán E. Echeverría y Fernando o. García. 2ª ed. Buenos Aires, Ediciones INTA 904 p. ISBN: 978-987-521-55-8
- Hernández, J.; Barbazán, M.; Perdomo, C.** 2010. Potasio Disponible en: <http://www.fagro.edu.uy/~fertilidad/curso/docs/Potasio.pdf>
- Hirzel J.** 2015. Necesidades nutricionales del cultivo de maíz en el valle regado de la VIII Región. Boletín 70 INIA Biblioteca Digital. Informativo Agropecuario – Bioleche – INIA Quilamapu.
- INTAGRI** 2019. La absorción de macronutrientes en maíz de alto rendimiento. Disponible en: <https://www.intagri.com/articulos/cereales/>
- Maillard, E. and Angers, D.A.** 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology*. 20, 666–679, doi: 10.1111/gcb.12438
- Mallarino, A.** 1999. Soil Phosphorus testing for crop production and environmental purposes. *Crop Management*. Iowa State University Extension. P. 185-192

Mallarino, A.P., and W.F. Wedin. 1990. Nitrogen fertilization effects on dinitrogen fixation as influenced by legume species and proportion in legume–grass mixtures in Uruguay. *Plant Soil* 124:127–135.

Murphy J, Riley JP (1962). A modified single solution method for determination of phosphorus in natural water. *Analytical Chimica. ACTA* 27: 31-36
Nwajiuba C, Chimezie P (2000). The use of Livestock wastes in Soil fertility regeneration in Imo state of Nigeria. Proceedings of the first annual conference of the college of Agriculture and veterinary medicine, Abia State University held on the 10th-13th September 2000, pp.137-140.

Nguyen, H. Q. 2010. Long-term effects of land application of poultry manure on crop production, and soil and water quality under a corn-soybean rotation system in Iowa. Thesis of Master of Science. Iowa, United States. Iowa State University. 95 p.

Opara, O.O.; Carr, L.E.; Russek-Cohen, E.; Tate, C.R.; Mallinson, E.T.; Miller, R.G.; Stewart, L.E.; Johnston, R.W. and Joseph, S.W. 1992. Correlation of Water Activity and Other Environmental Conditions with Repeated Detection of Salmonella Contamination on Poultry Farms. *Avian Diseases* 36:664-671, 1992

Perdomo, C.H., Casanova, O.N. y Ciganda, V.S. 2001. Contaminación de aguas subterráneas con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste del Uruguay. *Agrociencia*, Vol. V No 1. p 10-22

Penn, C. and Smith, j. 2002. Phosphorus forms in biosolids amended soils and losses in runoff. *Journal of Environment Quality*. Volume 31 issues 4, 1349 p.

Pigurina, G. y Pérez Gomar, E. 1994. Momento de cosecha de maíz para ensilar. INIA Uruguay Boletín de Divulgación 43 p. 1-12.

Profertil 2019. Absorción de nutrientes por el maíz de alto rendimiento. Disponible en: <https://www.profertilnutrientes.com.ar/archivos/>

Rabuffetti, A. 2017. La fertilidad del suelo y su manejo Vol. I y II. Primera edición, Editorial Agropecuaria Hemisferio Sur S.R.L. ISBN: 978-9974-674-41-7

Rabuffetti A., García C., Docampo R., Casanova S., Moura M., Smolark C., Cabral H. 2010. Evaluación agronómica y ambiental del estiércol de ave como fuente de nitrógeno en sistemas de producción intensiva. INIA Serie Actividades de Difusión 624. p. 33-49 ISBN: 978-9974-38-300-5

Rabuffetti, A. 1983. Respuesta vegetal al suministro de nutrientes. Montevideo: Facultad de Agronomía, Universidad de la República. 114 p.

Reta Sánchez, D.G.; Cueto Wong J.A.; Gaytán Mascorro, A.; Santamaría Cesar. J. 2007. Rendimiento y extracción de nitrógeno, fósforo y potasio de maíz forrajero en surcos estrechos. *Agricultura Técnica en México* V. 33 N. 2 Mayo-Agosto p. 145-151

Roth, G.W., and A.J. Heinrichs. 2001. Corn silage production and managements. *Agronomy Facts* 18. The Pennsylvania State University, PA, USA.

Sawyer, J. E; Mallarino, A. P. 2008. Using manure nutrients for crop production. Iowa State University, University Extension Service.

Sharpley AN, Daniel TC, Sims JT, Pote DH (1996). Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation*. 51: 160–166.

Sims, J.T. and Wolf, D.C. 1994. Poultry waste management: Agricultural and environmental issues. *Advances in Agronomy*, Vol 52, 1-83 pp

Sistani, K.R.; Rowes, D.E.; Johnson, J. and Teweidea; H. 2004 Supplemental Nitrogen Effect on Broiler Litter Fertilized Cotton. *Agronomy Journal* Vol. 96 No. 3 p. 806-811.

Standard methods for the examination of water and wastewater 2012. 22nd Ed. Prepared and published jointly by American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation ; joint editorial board, Arnold E. Greenberg, Lenore S. Clesceri, Andrew D. Eaton. American Public Health Association,

Suñer, L. y Galantini, J. 2013. Dinámica de las formas del P en suelos de la región sudoeste pampeana: estudio de la incubación con fertilizante fosfatado. *Ciencia del Suelo*. 31(1): 33-44.

United State Environment Protection Agency.
1986. Ambient water quality criteria for bacteria.
EPA/440/5-84-002. USEPA. Washington, DC USA.
Office of Water regulation and Standarts.

Yara, 2019. Resumen nutricional del maíz.
Disponible en: <https://www.yara.com.ar/nutricion-vegetal/maiz/resumen-nutricional/>

INIA Dirección Nacional
Andes 1365 P. 12
Montevideo
Tel.: ++598 2902 0550
Fax: ++598 2902 3633
iniadn@inia.org.uy

INIA La Estanzuela
Ruta 50 Km. 11
Colonia
Tel.: ++598 4574 8000
Fax: ++598 4574 8012
iniale@le.inia.org.uy

INIA Las Brujas
Ruta 48 Km. 10
Canelones
Tel.: ++598 2367 7641
Fax: ++598 2367 7609
inia_lb@lb.inia.org.uy

INIA Salto Grande
Camino al Terrible
Salto
Tel.: ++598 4733 5156
Fax: ++598 4732 9624
inia_sg@sg.inia.org.uy

INIA Tacuarembó
Ruta 5 Km. 386
Tacuarembó
Tel.: ++598 4632 2407
Fax: ++598 4632 3969
iniatbo@tb.inia.org.uy

INIA Treinta y Tres
Ruta 8 Km. 281
Treinta y Tres
Tel.: ++598 4452 2023
Fax: ++598 4452 5701
iniatt@tyt.inia.org.uy