

**Universidad de la República - Facultad de Ciencias
Programa de Posgrado en Ciencias Ambientales**

**Análisis de la inclusión de soja en sistemas de producción arroz-
pasturas: un enfoque desde los servicios ecosistémicos**

Lic. Andrea Tommasino Améndola (andreatommasino85@gmail.com)

Orientadora: Dra. Gabriela Eguren Iriarte (eguren67@gmail.com)

Tribunal: Ing. Agr. PhD. Amabelia del Pino (amabelia@fagro.edu.uy)

Ing. Agr. PhD. Cimelio Bayer (cimelio.bayer@ufrgs.br)

Ing. Agr. PhD. José Paruelo (paruelo@agro.uba.ar)

2016

Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales

Agradecimientos

A mi orientadora Gabriela por todo lo compartido durante este proceso, su incentivo constante, por todas las enseñanzas y discusiones que hicieron posible esta tesis.

A todos los productores y/o técnicos que me permitieron tomar muestras en sus campos y colaboraron con muchas de mis consultas. En especial a Heber Mateo, Nestor Fernández-Geymonat, Álvaro Platero, Scaglioni.

A la familia Llambí por darnos alojamiento, lo cual contribuyó en la logística de varias salidas.

A los miembros del tribunal por acceder a leer y corregir esta tesis: Amabelia, Cimelio y José. Los aportes realizados por todos indudablemente contribuyeron a la mejora de esta tesis. A Amabelia le agradezco mucho su tiempo dedicado a enseñarme técnicas de laboratorio así como responderme consultas varias a lo largo de todo este trabajo. A Cimelio por recibirme en su casa de estudio y enseñarme todo un tema nuevo con mucha paciencia; así como colaborar en el análisis de muestras. A José por sus indicaciones, sugerencias y correcciones que desde el comienzo han hecho de este un mejor trabajo.

A Juan, Sofi y Guille ¡gran equipo de campo! Gracias por su invaluable ayuda durante las salidas y por hacer lindísimos esos momentos.

A Iri, que entre muchas muchas cosas, me enseñó y ayudó a hacer textura.

A Ofelia y Panario por todo su apoyo durante todo este tiempo, por todo lo que me enseñaron, por las discusiones y muchísimo más!

Al profesor Walter Norbis que me ayudó muchísimo en la parte estadística.

Al personal de asepsia, en particular Grisel y Lucía, por colaborar en mantener el laboratorio en orden y limpio, y hacer que mi trabajo sea más ameno.

A la Negra, la mejor secretaria y excelente compañera!

A todos los del piso 11 (ala sur y ala norte) por todo lo compartido con cada uno en este tiempo.

A mi viejo por todo su apoyo siempre, en particular en toda mi carrera, así como las instancias de discusión del trabajo. A mi hermano que también siempre me apoyó muchísimo...y se bancó alguna salida de campo como un campeón... gracias!!!! A mi vieja, que siempre me va a acompañar porque sus enseñanzas perduran...

A mis amigos del Golden por darme tanto apoyo y estar siempre.

A mis amigos de la vida, las Vales, Moni, Lucías, Jose, Carlitos y Ceci, gracias por siempre apoyarme en mi carrera y compartir su amistad.

A Tobi por su compañía y apoyo en este último tirón, el más difícil!

A la Agencia Nacional de Investigación e Innovación, a la Comisión Académica de Posgrados de la UdelaR y a la Asociación de Universidades Grupo Montevideo por el apoyo económico.

Resumen

La agricultura apunta a maximizar la provisión de productos de exportación, es decir servicios ecosistémicos con valor de mercado. Sin embargo, dependiendo del cultivo y manejo agronómico pueden generarse cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, afectando la provisión de otros servicios ecosistémicos. En Uruguay la producción de arroz en rotación con pasturas ha marcado un diferencial a nivel mundial por su bajo impacto ambiental. Sin embargo, debido a la reducción en los márgenes de ganancia, el sector ha optado por incluir soja en la rotación. Si bien esto se visualiza como una alternativa favorable económicamente, los potenciales efectos sobre la provisión de servicios ecosistémicos no han sido analizados. En el presente estudio, se evaluaron los potenciales efectos del cultivo antecesores sobre algunos aspectos de los servicios ecosistémicos intermedios relativos a los contenidos de carbono, nitrógeno y fósforo en distintas fracciones de la materia orgánica del suelo; así como sobre la calidad del agua de drenaje. Para ello se colectaron muestras de suelo de 0-5 cm y de agua en la entrada y salida de 37 chacras comerciales con dos tipos de rotaciones: con y sin inclusión de soja. Los resultados indicaron una disminución significativa del stock de nitrógeno en las chacras que incluyeron soja así como una reducción en el stock de carbono, principalmente debido a pérdidas en la fracción estable de la materia orgánica. Las concentraciones de fósforo disponible en suelo fueron el doble en chacras que incluyeron soja, lo cual se correspondió con mayores contenidos de fósforo total a nivel del agua de salida de las chacras que tuvieron este cultivo como antecesor. A partir de estos resultados se infiere que la inclusión de la soja, podría en el mediano-largo plazo afectar negativamente la provisión de servicios ecosistémicos intermedios y finales.

Palabras claves: arroz; soja; materia orgánica del suelo; calidad de agua; servicios ecosistémicos

Índice general

Resumen.....	iv
Índice de figuras	vii
Lista de abreviaciones.....	ix
CAPÍTULO 1: Introducción general	1
1.1 Expansión e intensificación agrícola.....	1
1.2 Inclusión de soja en rotaciones arroz-pasturas en Uruguay	3
1.3 Agricultura y servicios ecosistémicos	4
1.4 Aproximación propuesta para evaluar algunos impactos sobre suelo y agua de la inclusión de soja en la rotación arroz-pasturas	6
1.5 Objetivo general	8
1.6 Objetivos específicos	8
Capítulo 2: Impactos de la agricultura sobre la materia orgánica del suelo	9
2.1 Introducción	9
2.2 Materiales y métodos	13
2.2.1 Variables analizadas y técnicas utilizadas.....	16
2.3 Análisis estadístico.....	24
2.4 Resultados.....	25
2.5 Discusión	38
CAPÍTULO 3: Agricultura y calidad de agua.....	47
3.1 Introducción	47
3.2 Materiales y métodos	49
3.3 Análisis estadístico.....	50
3.4 Resultados.....	51
3.5 Discusión	59
CAPÍTULO 4: Conclusiones y perspectivas.....	64
4.1 Conclusiones.....	64
4.2 Perspectivas	66
Bibliografía	68
Anexo.....	82
Índice de tablas	

Tabla 1. Ubicación geográfica, gran grupo de suelo y rotación de las chacras comerciales donde se tomaron muestras de suelo.

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de pH en agua (H₂O), pH en cloruro de potasio (KCl) y contenidos de limo y arcillas del suelo (0-5 cm de profundidad) en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

Tabla 3. Estadísticos descriptivos de los contenidos de carbono total y de carbono en las fracciones de la materia orgánica del suelo (0-5 cm de profundidad), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de nitrógeno total y de las fracciones de la materia orgánica del suelo (0-5 cm de profundidad), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

Tabla 5. Estadísticos descriptivos de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) del total y las fracciones de la materia orgánica (0-5 cm de profundidad), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

Tabla 6. Parámetros del análisis de correlación entre los contenidos de nitrógeno total y las distintas fracciones de la materia orgánica (0-5 cm de profundidad).

Tabla 7. Parámetros del análisis de correlación entre los contenidos de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) del total y las fracciones de la materia orgánica con el carbono (0-5 cm de profundidad).

Tabla 8. Balance de nitrógeno para cultivo de arroz y soja, realizado con valores promedios de la literatura.

Tabla 9. Estadísticos descriptivos de los contenidos de fósforo disponible total y de las fracciones de la materia orgánica del suelo (0-5 cm de profundidad), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

Tabla 10. Balance de fósforo para cultivo de arroz y soja, realizado con valores promedios de la literatura.

Tabla 11. Stocks de carbono y nitrógeno total, y carbono y nitrógeno de las fracciones de la materia orgánica (profundidad 0-5 cm), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

Tabla 12. Relaciones entre los nutrientes de distintas fracciones de la materia orgánica total y fracciones (profundidad 0-5 cm), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

Tabla 13. Estadísticos descriptivos de fósforo total y nitratos en entradas y salidas de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo.

Índice de figuras

Figura 1. Diagrama esquemático del ciclo del carbono en un agroecosistema. MOP-C53 y MOP-C200: carbono de la materia orgánica fracción 53-200 μm y 200-2000 μm respectivamente. MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral. Adaptado de Haynes 2005.

Figura 2. Ubicación de la zona arrocerá del Este y puntos de muestreo.

Figura 3. Variación de los contenidos de carbono orgánico total (COT), fósforo disponible (Pe), nitrógeno total (Nt) y nitrógeno potencialmente disponible (NPM) en suelo (profundidad 0-5cm), en chacras que incluyeron soja (CS) en la rotación arroz-pasturas y en chacras sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pastura. COT: carbono suelo sin fraccionar; MOP-C53 y MOP-C200: carbono de la materia orgánica particulada fracción entre 53-200 μm y 200-2000 μm respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . Pe: Pe suelo sin fraccionar; MOP-Pe53 y MOP-Pe200: Pe de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm , respectivamente; MOAM-Pe: Pe de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . Nt: nitrógeno total suelo sin fraccionar; MOP-Nt53 y MOP-Nt200: Nt de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm ; MOAM-Nt: Nt de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . NPMt: NPM en el suelo sin fraccionar; MOP-NPM53 y MOP-NPM200: NPM de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm ; MOAM-NPM: NPM de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm .

Figura 4. Variación de la concentración de alcalinidad en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

Figura 5. Variación de la concentración de sólidos totales suspendidos en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

Figura 6. Variación de la concentración de materia orgánica suspendida en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

Figura 7. Variación de la concentración de fósforo total en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

Figura 8. Variación de la concentración de nitratos en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

Lista de abreviaciones

INIA: Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria

MGAP: Ministerio de ganadería, agricultura y pesca

CS: chacras que incluyeron soja en la rotación arroz-pasturas

SS: chacras que no incluyeron soja en la rotación arroz-pasturas

COT: carbono orgánico total del suelo sin fraccionar

MOP-C53: carbono de la materia orgánica particulada fracción entre 53-200 μm

MOP-C200: carbono de la materia orgánica particulada fracción 200-2000 μm

MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral fracción menor a 53 μm

Pe: fósforo disponible del suelo sin fraccionar

MOP-Pe53: fósforo disponible de la materia orgánica particulada fracción entre 53-200 μm

MOP-Pe200: fósforo disponible de la materia orgánica particulada fracción entre 200-2000 μm

MOAM-Pe: fósforo disponible de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm

Nt: nitrógeno total en suelo sin fraccionar

MOP-Nt53: nitrógeno total de la materia orgánica particulada fracción entre 53-200 μm

MOP-Nt200: nitrógeno total de la materia orgánica particulada fracción entre 200-2000 μm

MOAM-Nt: nitrógeno total de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm

NPMt: nitrógeno potencialmente mineralizable en el suelo sin fraccionar

MOP-NPM53: nitrógeno potencialmente mineralizable de la materia orgánica particulada fracción entre 53-200 μm

MOP-NPM200: nitrógeno potencialmente mineralizable de la materia orgánica particulada fracción entre 200-2000 μm

MOAM-NPM: nitrógeno potencialmente mineralizable de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm

STS: sólidos totales en suspensión

MOS: materia orgánica del suelo

CAPÍTULO 1: Introducción general

1.1 Expansión e intensificación agrícola

La expansión de la agricultura a áreas marginales, así como su intensificación han generado cambios en la estructura (componentes bióticos y abióticos) y/o funcionamiento (flujo de energía, materia, interacciones biológicas) de los ecosistemas (de la Fuente y Suárez 2008, Oesterheld 2008). Este proceso de "agriculturización" (Paruelo et al. 2006, Charvay 2007) ha sido impulsado a través de la incorporación de mejoras tecnológicas como ser agricultura de precisión, fertilización, selección de variedades de alto rendimiento, organismos genéticamente modificados (OGM), resistencia a plagas y manejo de riego, entre otras (Tilman et al. 2002). Este proceso responde en gran medida al aumento de la demanda global de alimentos, fibras y energía (Paruelo et al. 2006, Swinton et al. 2007).

La región comprendida por el sur de Brasil, Paraguay, Uruguay y zona oeste de Argentina se ha convertido en una de las áreas agrícolas más importantes; y esto se debe básicamente a la expansión del cultivo de soja (*Glycine max*), el cual se ha convertido en uno de los principales alimentos para humanos y animales a nivel global (Melgar et al. 2011). Los países mencionados, junto con Bolivia, han duplicado en los últimos seis años la producción de este cultivo (Arbeletche et al. 2012), básicamente para satisfacer las demandas de países asiáticos (Melgar et al. 2011).

En Uruguay la expansión de la soja se inició a principios del año 2000 en el Litoral Oeste (Achkar et al. 2011), principalmente en sustitución de pasturas destinadas a la ganadería (Arbeletche y Carballo 2008, Terra et al. 2009), pasando de unas 28 mil hectáreas en la zafra 2001/02 (DIEA 2005) a más de un millón de hectáreas en 2014/15 (DIEA 2015).

Según Arbeletche y Carballo (2008) en Uruguay esto no sólo implicó un cambio de uso del suelo, sino en la lógica de producción, ya que se pasa de un productor tradicional agrícola, apegado a la tierra y a la obtención de una renta, a una lógica semejante a la industria. Si bien esto ha generado importantes aumentos en el Producto Interno Bruto (PIB) dichos autores señalan que hay otros factores, como la concentración productiva, marginación por los cambios en la tenencia de la tierra, así como su precio y valor de renta, que no han sido cuantificados.

Por otra parte, asociado a la expansión e intensificación del cultivo de soja han sido reportados problemas de erosión y balance negativo de algunos nutrientes en suelo (principalmente carbono, nitrógeno y fósforo), siendo estos efectos más evidentes cuando este cultivo aumenta su participación en la rotación (Studdert y Echeverría 2000, Clérici et al. 2004, García 2004, Nishida 2016). La mayoría de las investigaciones explican los cambios en los balances de nutrientes debido a los altos requerimientos nutricionales del cultivo, que no son cubiertos vía fertilización, ni por la fijación biológica (Austin et al. 2006, Caride et al. 2012, Oyhantçabal y Narbondo 2013) y a las características del rastrojo. El rastrojo de soja es de bajo volumen y baja relación C/N, lo que favorece su rápida descomposición y mineralización, dejando el suelo más expuesto a la erosión (Clérici et al. 2004, Morón 2004, Terra et al. 2009). Por otra parte, se ha observado que en rotaciones arroz-soja en comparación con arroz-pasturas disminuye la biomasa microbiana, así como el nitrógeno disponible y otras variables bioquímicas relativas a la calidad del suelo (Benintende et al. 2008).

Los procesos erosivos por falta de cobertura, sumados al aumento de las precipitaciones (Giménez et al. 2009; Nagy et al. 2016) pueden favorecer la movilización de nutrientes hacia los cursos de agua por lixiviación y/o escorrentía superficial. Esto no sólo podría explicar los balances negativos de algunos nutrientes en suelo, sino que también puede ser la causa de eutrofización de fuentes de agua. En tal sentido, aproximadamente el 20% del nitrógeno y del fósforo que ingresa por fertilización a los sistemas agrícolas son exportados principalmente por erosión y lixiviación hacia cursos de agua (de la Fuente y Suárez 2008, Oesterheld 2008). El exceso de nutrientes, nitrógeno y principalmente fósforo, altera las tramas tróficas y puede deteriorar la calidad de agua así como también impactar en la biodiversidad del ecosistema (Sharpley 1995, Tilman et al. 2002, Molden 2007, Oesterheld 2008). Esto puede generar procesos de eutrofización (Ongley 1997, Carpenter et al. 1998), problema claramente visible en varias cuencas de Uruguay (DINAMA 2011, Kruk et al. 2013).

Si bien las innovaciones tecnológicas hacen que los agroecosistemas a escala predial parezcan estables (por ejemplo en términos de rendimiento) (de la Fuente y Suárez 2008, Oesterheld 2008), cambios graduales de los balances de energía y nutrientes a escalas espaciales iguales y/o mayores pueden afectar a mediano o largo plazo la calidad del suelo y el agua (Leinweber et al. 2002, Kronvang et al. 2007).

1.2 Inclusión de soja en rotaciones arroz-pasturas en Uruguay

En Uruguay hay tres zonas arroceras: 1) Zona Este (Rocha, Lavalleja, Treinta y Tres y este de Cerro Largo), representa más de la mitad de las tierras bajo cultivo de arroz del país. Esta zona cuenta con abundantes fuentes de agua y gran parte del terreno es plano. 2) Zona Centro (Rivera, Tacuarembó, oeste de Cerro Largo y norte de Durazno), formada por un “mosaico” relativamente discontinuo de áreas con arroz que en general requieren de represas para el riego. 3) Zona Norte (Artigas y Salto) también formada por áreas más o menos discontinuas y dispersas, con pendientes en general más pronunciadas y como en la zona centro, la mayor parte se riega desde represas (Tommasino 2003).

La superficie ocupada por la producción agropecuaria en Uruguay es de 16,4 millones de hectáreas, de las cuales un promedio de 160.000 hectáreas han sido destinadas al cultivo de arroz en las última zafra (DIEA, 2016). Su principal destino es la exportación, siendo el primero de Latinoamérica y el séptimo exportador a nivel mundial (Zorrilla 2015).

El sistema de producción arrocero en Uruguay presenta características que lo diferencian a nivel mundial y ha permitido su ingreso a mercados exigentes como los europeos (Courdin y Hernández 2013). Particularmente la no inclusión de variedades genéticamente modificadas manteniendo excelentes rendimientos (8.000 kg/ha entre las últimas cinco zafras) (DIEA, 2015) y un esquema de producción en rotación con pasturas (Castillo et al. 2013). En este esquema, el cultivo de arroz ocupaba un 20 – 30% del tiempo total (Aguerre 2009) y es considerado de baja intensidad e impacto ambiental (Aguerre 2009, Cantou et al. 2009), Sin embargo, la reducción en los márgenes de ganancia que ha venido experimentando el sector ha llevado a un aumento de la participación de la fase agrícola en la rotación. En primer instancia incrementando los años de arroz y más recientemente diversificando el esquema de producción con la incorporación de cultivos de secano (Castillo et al. 2012; DIEA 2014).

Según DIEA (2014), maíz, sorgo y soja fueron los cultivos de secano que se han incorporado a las rotaciones con arroz. La soja, dada su creciente demanda y altos precios de mercado (Castillo et al. 2013) ocupa el 92% del área destinada a cultivos de secano en chacras arroceras. En tal sentido, en la Zona Este de un total de 45,8 miles de hectáreas de soja sembrada, 40 mil hectáreas se sembraron en suelos arroceros y se espera que probablemente este cultivo de verano comience a ser parte de la rotación (DIEA 2014). Si bien, los suelos de la zona Este presentan una buena aptitud para el cultivo de arroz (suelos inundables con drenaje

interno lento, lo que permite mantener la lámina de agua), son poco favorable para el cultivo de soja (Castillo et al. 2013).

Cabe destacar que si bien este esquema de rotación es relativamente incipiente en nuestro país, ya ha sido incorporado en otros países exportadores de arroz (Griffin y Brandon 1983, Anders y Hignight 2009, Verneti et al. 2009, Castillo et al. 2013). Algunas de las ventajas que la literatura señala acerca de la incorporación de la soja son: control de malezas (principalmente arroz rojo), reducción sustancial de costos (Lanfranco Crespo 2013) y aumento en los rendimientos de arroz (Anders y Hignight 2009, Castillo et al. 2013).

Por tanto, desde un punto de vista económico la incorporación de la soja en las rotaciones arroz-pasturas se visualiza como una alternativa favorable; sin embargo sus impactos a mediano y largo plazo sobre los servicios ecosistémicos no han sido estudiados.

1.3 Agricultura y servicios ecosistémicos

El concepto de servicios ecosistémicos es relativamente reciente, y ha tenido variantes en su definición y/o interpretación (Costanza et al. 1997, Daily et al. 1997, MA 2003, Boyd y Banzhaf 2007, Fisher y Turner 2008); en este trabajo se usará la definición propuesta por Fisher et al. (2009).

Según Fisher et al. (2009) los servicios ecosistémicos se definen como los procesos ecológicos de los ecosistemas que directa o indirectamente brindan un beneficio a la sociedad humana. Por lo tanto la estructura, los procesos y/o funciones del ecosistema si son utilizados directa o indirectamente por el hombre, son servicios ecosistémicos. Este concepto permite relacionar los procesos ecológicos con el bienestar humano, y se vuelve muy útil en el contexto de toma de decisiones (Fisher et al. 2009).

Estos autores proponen una clasificación donde la estructura y los procesos de los ecosistemas son servicios intermedios (SI) (ejemplo: polinización, productividad primaria, ciclado de nutrientes, composición de especies), a partir de los cuales (generalmente participan varios servicios intermedios) se obtienen ciertos servicios ecosistémicos finales (SF) (ejemplo: provisión de agua limpia, producción de forraje, secuestro de carbono, formación de suelo). La clasificación entre servicios intermedio o final es determinada por el vínculo directo o indirecto con el beneficio que se obtiene, por eso un servicio final puede ser a la vez un servicio intermedio (por ejemplo: la regulación del suministro de agua es un servicio intermedio

necesario para obtener agua limpia que es un servicio final, pero si pensamos en la producción de peces entonces el agua limpia pasa a ser un servicio intermedio) (Fisher et al. 2009).

Las relaciones causales entre atributos estructurales y/o de funcionamiento del ecosistema y los servicios que proveen son descritas cuantitativamente por las "funciones de producción" (Daily et al. 2009), sin embargo hoy en día el conocimiento de las dinámicas ecológicas implicadas en la provisión de servicios es limitada (Kremen y Ostfeld 2005, Fisher et al. 2009). Las funciones de producción mejor descritas son aquellas de bienes y servicios agropecuarios o forestales con valor de mercado, por ejemplo producción de carne en función de la producción de forraje. Cuando se observan cambios en la provisión de algún servicio final, es en respuesta a algún cambio en la estructura y/o función del ecosistema, o sea en los SI (Volante et al. 2012).

Por otra parte, están las funciones de afectación, las cuales relacionan cuantitativamente en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado por una perturbación de origen natural o artificial, afectará el bienestar humano a través de la alteración en la provisión de servicios (Paruelo 2010). Identificar estas funciones es importante, ya que brindan información sobre los umbrales a partir de los cuales los ecosistemas podrían cambiar de forma tal que se limite la provisión de uno o varios servicios (Paruelo 2010); sin embargo en la mayoría de los casos no se conocen suficientemente los vínculos entre las propiedades de los ecosistemas (estructura y funcionamiento) y el nivel de provisión de un servicio (Altesor 2011). Aunque no se tenga el conocimiento de todos los componentes e interacciones del ecosistema con los servicios, delinear que servicios intermedios, finales y beneficios están implicados puede colaborar y en algunos casos ser suficiente para la toma de decisiones (Fisher et al. 2009).

En el marco del concepto de servicios ecosistémicos Fisher et al. (2009) definen como son los vínculos con los beneficios que el hombre obtiene de ellos. Estos autores proponen que para obtener beneficios a partir de los SF, generalmente se necesitan otras formas de capital (humano, social) para poder ser usados y/o consumidos por la sociedad. A modo de ejemplo: el agua para beber y de uso doméstico es un beneficio que se obtiene de la provisión de agua limpia, que es un servicio final, pero donde es necesaria la construcción de diferentes redes de cañerías para obtener ese beneficio.

Si bien la agricultura apunta a aumentar la provisión de productos de exportación (servicios finales), dependiendo del manejo agronómico (variedades de cultivos, cobertura del suelo, tipo de laboreo, rotaciones seleccionadas, etc.) esta actividad genera en menor o mayor medida cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, que tiene consecuencias en la provisión de otros servicios. Los efectos mayormente reportados en la literatura debido a las prácticas agrícolas y principalmente cuando implican un uso más intensivo del suelo son: la pérdida de materia orgánica y macronutrientes del suelo, erosión, así como aumentos en la concentración de nitratos y fósforo total en agua (de la Fuente y Suárez 2008, Oesterheld 2008, Sharpley y Wang 2014). Esto determina que hay servicios ecosistémicos de apropiación privada que tienen valor de mercado (como alimentos, madera, forraje, etc.) que en el proceso de producción pueden impactar sobre otros servicios ecosistémicos que no tienen valor de mercado (purificación de agua, ciclado de nutrientes, biodiversidad, entre otros) y son de apropiación colectiva. Por lo tanto, actividades del ámbito privado pueden afectar negativamente a la población en su conjunto y esto genera o puede generar conflictos por intereses contrapuestos (Paruelo 2010). Es en este sentido que el concepto de servicios ecosistémicos se ha ido instalando en las discusiones relativas a problemáticas ambientales (Altesor 2011).

Por tanto la aproximación desde la perspectiva de los servicios ecosistémicos se visualiza como una herramienta que permite evaluar los servicios involucrados y/o afectados por cambios en los esquemas de rotación. Este tipo de análisis aporta datos objetivos al proceso de toma de decisiones respecto a la selección de esquemas de rotación y contribuye con el gran desafío actual de continuar produciendo minimizando los efectos negativos sobre los ecosistemas y los servicios ecosistémicos que nos brindan (Tilman et al. 2002).

1.4 Aproximación propuesta para evaluar algunos impactos sobre suelo y agua de la inclusión de soja en la rotación arroz-pasturas

Si bien la inclusión de soja en la rotación tradicional arroz-pasturas ha sido una de las principales alternativas que ha adoptado el sector arrocero para afrontar la reducción en los márgenes de ganancia (Castillo et al. 2013), sus impactos a mediano y largo plazo sobre los servicios ecosistémicos no han sido considerados en la toma de decisiones. Esta situación es un claro ejemplo en el cual el sistema es regulado por leyes de mercado, donde precios favorables para cierto "commodity" agrícola (en este caso la soja) condiciona decisiones individuales de

algunos actores, sin considerar los posibles impactos sobre otros (actores) que no participan en la toma de decisiones (Paruelo 2010). Por otra parte, esto cobra particular interés ya que la producción de arroz en rotación con pasturas ha sido catalogada de bajo impacto ambiental principalmente por la presencia de las pasturas, y esto ha favorecido el acceso a mercados con mayores restricciones (Castillo et al. 2013). Por tanto, surge la pregunta: ¿la inclusión de la soja afecta particularidades y ventajas ambientales de la rotación arroz-pasturas?

En este sentido, en la presente investigación se realizó una primera aproximación y análisis del grado de alteración a corto plazo de algunos aspectos de los servicios ecosistémicos intermedios ligados a la materia orgánica del suelo y sus potenciales efectos sobre la calidad del agua de drenaje de las chacras de arroz. Para el estudio fueron seleccionadas variables sensibles a cambios recientes en los esquemas de rotación y el mismo fue desarrollado en sistemas de producción comercial localizados en la Zona Este, con una historia de uso del suelo de 15 o más años de rotaciones arroz-pasturas. Por lo tanto, la estrategia de investigación empleada es del tipo “no experimental analítica”, la cuales está en un punto intermedio de control de variables así como de potencia de las inferencias (Sit y Taylor 1998). El uso de chacras comerciales como objeto de estudio permite una mejor aproximación al análisis de las interacciones entre actividades antrópicas y procesos naturales, dado que las escalas y manejos son reales. Investigaciones bajo este tipo de abordaje son escasos en relación a estudios experimentales en condiciones controladas, donde se analizan cambios en variables objetivos como: rendimiento, fertilización, entre otros (Drinkwater 2002).

Para el análisis de los potenciales impactos de la inclusión de la soja en la rotación los sistemas de producción seleccionados fueron sub-divididos en dos grupos: un grupo de chacras comerciales que incluyeron en la última rotación uno o dos años de soja, y el otro chacras que mantuvieron la rotación sólo con pasturas. Tomando como inicio de la rotación el primer cultivo agrícola, ambos grupos incluyeron chacras en distintos momentos de la fase agrícola de la rotación.

1.5 Objetivo general

Evaluar los impactos de la inclusión de soja a corto plazo sobre algunos aspectos de los servicios ecosistémicos intermedios en rotaciones comerciales de arroz-pasturas en la zona Este.

1.6 Objetivos específicos

- Evaluar si la inclusión de la soja como cultivo antecesor genera cambios en los contenidos de carbono, nitrógeno y fósforo de la materia orgánica total y particulada del suelo (servicios intermedios).
- Estimar las pérdidas y/o ganancias de carbono a largo plazo en sistemas con y sin inclusión de soja (servicios intermedios).
- Estimar las pérdidas y/o ganancias de nitrógeno y fósforo del suelo en chacras bajo cultivo de arroz o soja (servicios intermedios).
- Evaluar si la soja como cultivo antecesor genera cambios en los niveles de nitrógeno, fósforo, alcalinidad, sólidos totales suspendidos y materia orgánica suspendida en agua de drenaje bajo cultivo de arroz (servicios intermedios).
- Inferir los potenciales impactos de la inclusión de la soja sobre servicios ecosistémicos finales, en función de los cambios observados en los servicios intermedios estudiados.

Capítulo 2: Impactos de la agricultura sobre la materia orgánica del suelo

2.1 Introducción

Uruguay actualmente produce alimento para 28 millones de personas y se prevé en el corto plazo llegar a 50 millones (IPIEBS, 2015). Por lo tanto impactos en servicios ecosistémicos que generen pérdida de calidad del suelo y agua tiene implicancias económicas en el presente y en el futuro del país, así como en la calidad de vida de la población. Esto hace que uno de los grandes desafíos que enfrenta el país sea continuar produciendo, maximizando los rendimientos sin comprometer la provisión de servicios ecosistémicos (Tilman et al. 2002, Foley et al. 2005).

Uruguay es parte del fenómeno de agriculturización (expansión e intensificación agrícola) que se está dando en varias regiones del mundo, en respuesta a las altas demandas de alimentos, así como fibras y energía (Paruelo et al. 2006, Swinton et al. 2007). Este proceso ha tenido efectos negativos sobre distintos servicios ecosistémicos por contaminación de aguas por exceso de nutrientes, principalmente fósforo (Foley et al. 2005, Sharpley y Wang 2014), pérdida de calidad del suelo por desbalance de nutrientes y erosión, entre otros (Matson et al. 1997, Oesterheld 2008, Power 2010). Es en este sentido que el Ministerio de agricultura, ganadería y pesca (MGAP) tiene como política agropecuaria actual lo que denominan intensificación sostenible.

Si bien el proceso de agriculturización en Uruguay comienza en el año 2002, principalmente por expansión del cultivo de soja, aún no han sido cuantificados los potenciales impactos ambientales de este nuevo esquema de producción (García-Préchac et al. 2010), y en particular a nivel del suelo (Díaz et al. 2004, Martino y Methol 2008, Tiscornia et al. 2014) y agua.

El suelo tiene un rol fundamental en la agricultura, ya que es el medio natural en la que los cultivos se desarrollan, y específicamente la calidad y cantidad de la materia orgánica del suelo (MOS) son factores determinantes de las propiedades físicas, químicas y biológicas y por tanto de la fertilidad del mismo (Buckman y Brady 1970). La MOS está conformada por una mezcla heterogénea de compuestos muy variados, de distinta complejidad y en distintos estados de transformación, desde residuos de plantas y animales recientemente incorporados

hasta complejas estructuras que forman parte del humus, que llevan siglos de transformación (Buckman y Brady 1970, Haynes 2005a). Constituye el reservorio de energía y nutrientes para los microorganismos y las plantas, influye en la estabilidad de los agregados así como en la retención de agua y propiedades hidráulicas, por lo que es considerada un buen indicador de calidad (Sollins et al. 1996, Andriulo et al. 1997, Haynes 2005a). En este sentido, existe una vasta bibliografía referente a las relaciones entre las prácticas agrícolas y la materia orgánica (Burke et al. 1989, Alvarez et al. 2002, Terra et al. 2006a, do Nascimento et al. 2009, Domínguez et al. 2009, Duval et al. 2013).

Conceptualmente se pueden identificar pooles o fracciones de MOS con dinámicas distintas (en este trabajo hablaremos de fracciones). Una fracción de dinámica lenta, que contiene el material humificado y, generalmente representa entre un 50-80% del carbono total del suelo (Galantini y Sueñer 2008), denominada "materia orgánica estable, humificada o asociada a la fracción mineral" (Six et al. 2002, Haynes 2005a, Galantini y Sueñer 2008). Otra fracción más dinámica, denominada "materia orgánica joven, lábil o particulada" y que representa entre un 5-35% del carbono total (Galantini y Sueñer 2008).

Para evaluar los efectos producidos por manejos recientes, el estudio de los cambios en la materia orgánica de mayor dinámica (MOP) ha dado buenos resultados y ha sido ampliamente utilizada (Andriulo et al. 1997, Haynes 2005b, Salvo 2009, Duval et al. 2013). La MOP es la que se encuentra libre en el suelo, sin estar integrada a los minerales. Ésta característica hace que la MOP sea más sensible a los cambios de manejo en el corto plazo (Six et al. 2002, Haynes 2005a, Galantini y Sueñer 2008). La misma está influenciada directamente por la entrada de materia orgánica al suelo, especialmente residuos vegetales, y al no estar protegida en el complejo arcilla-humus queda más expuesta al ataque microbiano y se pierde más rápido por mineralización (Hassink, 1995 en Croscia, 2010). Además de responder rápidamente a los cambios de manejo, cumple importantes funciones en el suelo como: reservorio de nutrientes de fácil acceso, favorece la estabilidad estructural del suelo, es la vía por la cual el carbono de los residuos se incorpora al suelo, es el alimento y energía de gran parte de la fauna del suelo, entre otras funciones (Haynes y Beare, 1996; Janzen et al., 1997 citados por Haynes, 2005). Por lo tanto la MOP ha sido propuesta como indicador de calidad del suelo (Haynes 2005b) y su estudio ha contribuido en la comprensión de los procesos que ocurren en el suelo bajo distintas situaciones de manejo (Galantini y Sueñer 2008). Existe una

extensa literatura al respecto, no sólo referente a los contenidos de carbono de estas fracciones sino también de otros nutrientes que la componen (Andriulo et al. 1997, Morón y Sawchik 2002, Salas et al. 2003, Marriott y Wander 2006a, Terra et al. 2006b, do Nascimento et al. 2009, Coscia et al. 2010, Salvo et al. 2010, Duval et al. 2013). En la Figura 1 se presenta un diagrama del flujo de carbono a través de los distintos compartimentos de un agroecosistema.

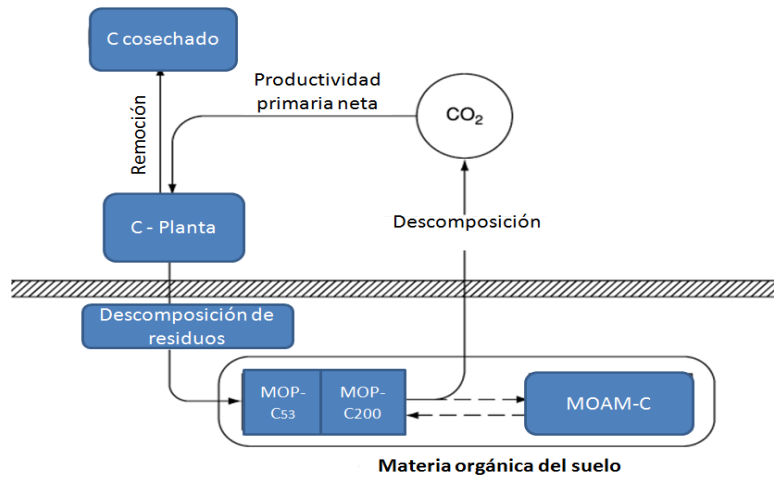


Figura 1. Diagrama esquemático del ciclo del carbono en un agroecosistema. MOP-C₅₃ y MOP-C₂₀₀: carbono de la materia orgánica fracción 53-200µm y 200-2000µm respectivamente. MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral. Adaptado de Haynes 2005a.

Por otra parte, cambios en el manejo agronómico (fertilización y requerimientos de los cultivos) también pueden afectar la dinámica y disponibilidad de nitrógeno y fósforo, elementos fundamentales para el crecimiento y rendimiento de los cultivos (Buckman y Brady 1975). En tal sentido, el nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) es un parámetro altamente sensible y ha sido utilizado para analizar los efectos del manejo a corto plazo (Doran y Smith 1991, Morón y Sawchik 2002, De Battista et al. 2008, Benintende et al. 2008, Toledo et al. 2013). El NPM es la cantidad del nitrógeno orgánico del suelo que puede ser convertido por la actividad de la biomasa microbiana aerobia heterótrofa a formas inorgánicas solubles y por tanto es el aporte de nitrógeno del suelo a los cultivos (Galvis-Spinola y Hernández-Mendoza 2004). Mientras que en caso del fósforo, los efectos de la agriculturización han sido asociados a la exportación de dicho nutriente hacia cursos de agua superficiales y su

consecuente degradación (Kronvang et al. 2007, Sharpley 2010, Hama et al. 2013, Sharpley y Wang 2014).

Otra de las metodologías empleadas para ver el impacto de los cultivos y su manejo agronómico es por balance de nutrientes. El mismo se puede realizar a distintas escalas, desde el nivel chacra como nivel país o regional. Consiste en contabilizar las entradas (fertilización, fijación biológica, deposiciones atmosféricas) y salidas (cosecha y pérdidas en el ambiente) de nutrientes en el sistema elegido en un tiempo dado (García 2003, Oyhantçabal y Narbondo 2013).

Respecto a los efectos de la intensificación agrícola con soja, al ser un fenómeno relativamente nuevo en nuestro país, la información disponible es escasa y no existen aún resultados experimentales (García-Préchac et al. 2010). Se cuenta con el trabajo de Clérice et al. (2004), quienes a través del modelo Century estimaron las posibles pérdidas según el tipo de intensificación agrícola, y concluyen que de incluir el cultivo de soja en la rotación, el mismo debería ser por siembra directa y manteniendo en invierno el suelo cubierto. A su vez, observan que las menores pérdidas de carbono ocurren cuando se incluyen dos o tres años de pasturas y mientras la fase agrícola con predominancia de soja no se alargue demasiado en el tiempo. Al respecto, algunos autores atribuyen el deterioro del suelo por inclusión de soja al bajo volumen y baja relación C/N de su rastrojo, lo que favorece su rápida descomposición y mineralización, dejando el suelo más expuesto a la erosión (Clérice et al. 2004, Morón 2004, Terra et al. 2009). Otros trabajos reportan balances negativos en suelos bajo cultivo de soja tanto de nitrógeno (sus altos requerimientos nutricionales no son cubiertos vía fertilización y fijación biológica) (Austin et al. 2006, Caride et al. 2012, Oyhantçabal y Narbondo 2013) como de fósforo (Oyhantçabal y Narbondo 2012).

Parte de lo que se estima sucede con el fenómeno de la soja (intensificación) se basa en los resultados de un estudio en rotaciones de larga duración (40 años), llevado a cabo por el INIA, la cual compara distintas intensidades de uso del suelo con laboreo convencional, y con siembra directa (esta última con menor tiempo en la rotación). Los resultados indican que el cultivo continuo con o sin fertilización bajo laboreo convencional implica un deterioro en la calidad del suelo por pérdida de carbono y nitrógeno principalmente. Mientras que secuencias de cultivo continuo bajo siembra directa, pueden mantener los niveles de carbono si se deja todo el rastrojo y el mismo es de gran volumen y de descomposición entre moderada y lenta

(García-Préchac 2004). Coincidiendo con el trabajo anterior, un experimento de 10 años que compara cultivo continuo versus rotación pastura, y a su vez siembra directa versus laboreo convencional, llega a las mismas conclusiones (Salvo et al. 2014). En ambos trabajos se estudió también la materia orgánica particulada, la cual resultó ser más sensible a los cambios observados respecto al carbono orgánico total, principalmente en los primeros centímetros del suelo. En cualquier caso la literatura siempre ha destacado las ventajas que se vieron de mantener las pasturas en la rotación (Díaz et al. 2004, García-Préchac et al. 2004, Morón 2004), porque es la fase donde hay ganancias de carbono y nitrógeno, lo cual se traduce en una mejora en la calidad del suelo (Díaz et al. 2004, Morón 2004). A su vez esto último favorece una mayor productividad en el siguiente cultivo agrícola, corta ciclos de malezas, reduce el uso de insumos (Siri Prieto y Ernst 2010) y diversifica el sistema, entre otras ventajas (García Prechac 2004).

Con la aparición de la siembra directa y la expansión del cultivo de soja se ha ido perdiendo la participación de las pasturas en las rotaciones (García Prechac 2004), y ante esto han surgido una serie de interrogantes en cuanto a la sustentabilidad de este nuevo tipo de producción, para la cual la información disponible es escasa (García-Préchac et al. 2010). En tal sentido, en la presente investigación se evaluó si la reciente inclusión de soja en la rotación arroz-pasturas afecta algunos aspectos de los servicios ecosistémicos intermedios involucrados en la disponibilidad de nutrientes del suelo y stocks de la materia orgánica y sus fracciones. Para ello se analizaron los contenidos de carbono orgánico, nitrógeno total, nitrógeno potencialmente mineralizable y fósforo disponible en suelo; las pérdidas y/o ganancias en los stocks de nutrientes y algunas relaciones entre los parámetros que brindan información sobre el funcionamiento y la calidad de la materia orgánica.

2.2 Materiales y métodos

2.2.1 Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la zona arrocera del Este de Uruguay (Figura 2), la que comprende las planicies de la Laguna Merín y del Atlántico. Presenta una superficie relativamente continua y concentrada de topografía generalmente muy plana y cuenta con

abundantes fuentes de agua. Los suelos se caracterizan por ser inundables y con un drenaje interno lento (Castillo et al. 2013), condiciones excepcionales para el cultivo de arroz bajo riego por inundación (lámina de agua controlada).

Los suelos predominantes de estas zonas son Planosoles, Solods y Gleysoles. En este trabajo los sistemas de producción estudiados se localizan en los dos tipos de suelos donde mayoritariamente se produce arroz, Planosoles y Gleysoles. Los primeros presentan una baja permeabilidad (debido a un máximo grado de diferenciación en el perfil), una capa superficial de textura variable que se apoya sobre otra muy arcillosa (B textural); mientras que los Gleysoles se encuentran preferentemente en zonas muy bajas y son suelos pesados en todo el perfil, con una napa próxima a la superficie (Scarlato 2003).

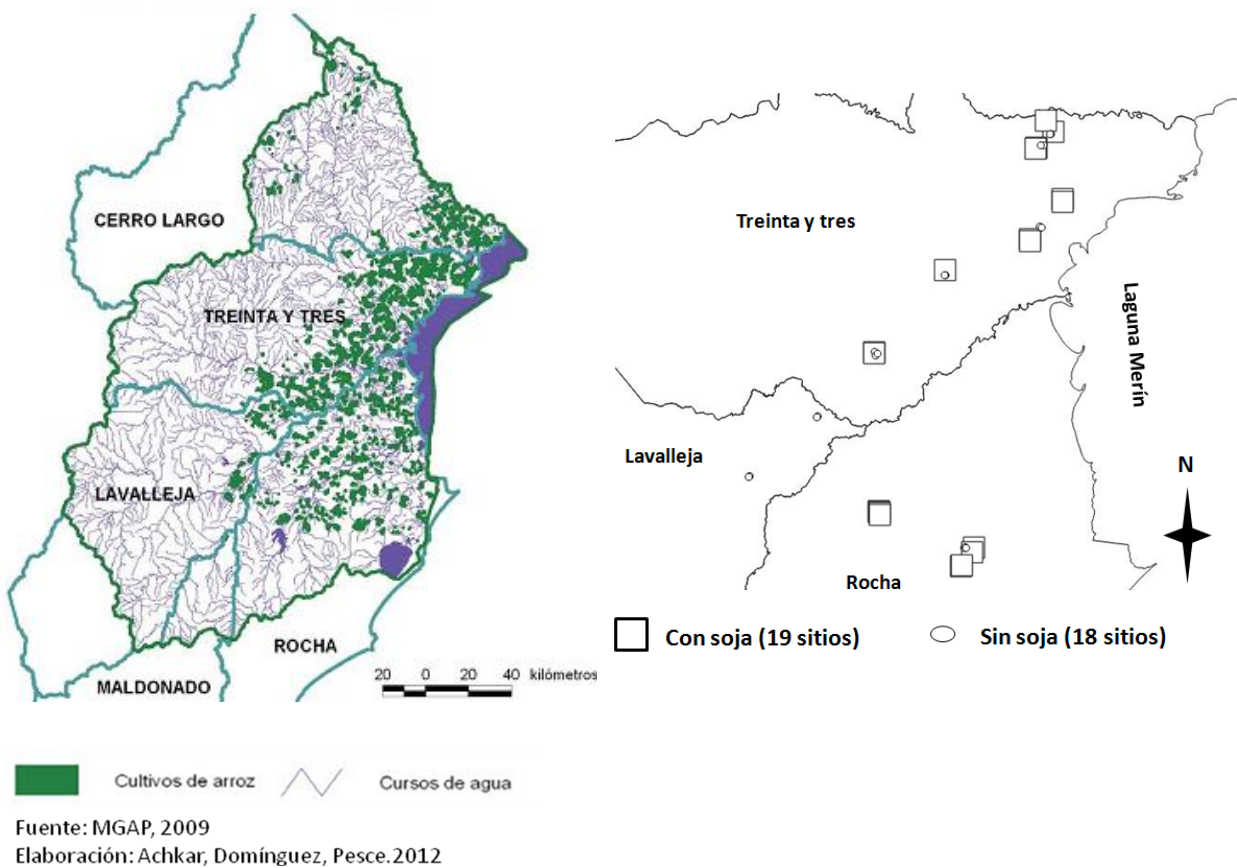


Figura 2. Ubicación de la zona arrocera del Este y puntos de muestreo.

El clima de Uruguay, según la clasificación de Koeppen corresponde a la categoría "Cfa" ("C" Templado y húmedo, "f" precipitaciones todo el año y "a" temperatura del mes más cálido superior a 22°C). La temperatura media varía desde 11° C en invierno (junio-agosto) a 22° C en verano (diciembre-febrero). Las precipitaciones medias anuales son de 1.098 mm.

2.2.2 Muestreo de suelo

Se tomaron muestras de suelo en 37 chacras comerciales localizadas en la zona Este, en dos suelos representativos de esta zona Gelysoles y Planosoles. La selección de chacras se realizó en base a dos criterios: historia de uso del suelo, al menos 15 años de rotación arroz-pastura con y sin inclusión de soja en la última rotación, y tipo de siembra, siembra directa o con mínimo laboreo. En base a estos dos criterios se conformaron dos grupos de chacras, las que incluyeron soja en la última rotación, que se les denominará con soja (CS) y las que no incluyeron soja (SS). En ambos grupos el primer cultivo agrícola luego de la fase de pastura fue considerado el inicio de la rotación (Tabla 1).

Tabla 1. Ubicación geográfica, gran grupo de suelo y rotación de las chacras comerciales donde se tomaron muestras de suelo.

Rotación CS	Localización			Rotación SS	Localización		
	Latitud	Longitud	Gran grupo		Latitud	Longitud	Gran grupo
A-S	32°47'55.41"S	53°39'56.57"O	Planosol	P	33° 0'29.74"S	53°41'41.45"O	Planosol
A-S	32°46'32.73"S	53°41'13.62"O	Planosol	P	33° 0'35.51"S	53°41'17.56"O	Planosol
A-S	32°50'3.96"S	53°42'28.64"O	Planosol	A	32°49'49.93"S	53°41'52.31"O	Planosol
A-S	32°50'13.32"S	53°42'43.45"O	Planosol	A	33°42'53.77"S	53°51'52.69"O	Gleysol
A-S	33°17'35.00"S	54° 6'52.04"O	Planosol	A	33°42'50.03"S	53°51'42.25"O	Gleysol
A-S	33°17'43.37"S	54° 6'49.98"O	Planosol	A	33°42'58.07"S	53°51'39.99"O	Gleysol
A-A-S	32°56'49.02"S	53°38'16.66"O	Planosol	A	33° 7'14.15"S	53°56'6.39"O	Planosol
A-A-S	32°57'7.81"S	53°38'8.53"O	Planosol	A	33° 7'14.50"S	53°56'17.39"O	Planosol
A-A-S	33° 2'10.03"S	53°43'8.78"O	Planosol	A-A	32°49'44.12"S	53°41'29.97"O	Planosol
A-A-S	33° 2'21.16"S	53°43'2.19"O	Planosol	A-A	33°17'29.41"S	54° 6'54.80"O	Planosol
A-A-S	33°38'51.87"S	54° 5'18.66"O	Gleysol	A-A	33°18'1.83"S	54° 6'41.96"O	Planosol
A-A-S	33°42'48.84"S	53°50'21.71"O	Gleysol	A-A	33°17'46.37"S	54° 6'25.48"O	Planosol
A-A-S	33°43'22.99"S	53°50'41.25"O	Gleysol	A-A	33°26'8.03"S	54°15'32.59"O	Planosol
A-S-S	33° 6'30.23"S	53°56'9.65"O	Planosol	A-A	33°26'17.02"S	54°15'39.30"O	Planosol
A-S-S	33°38'24.47"S	54° 5'33.04"O	Gleysol	A-A	33°34'16.63"S	54°25'54.71"O	Gleysol
A-S-S	33°38'34.55"S	54° 5'27.89"O	Gleysol	A-A-A	32°48'14.32"S	53°40'17.68"O	Planosol
A-S-S	33°38'42.17"S	54° 5'19.66"O	Gleysol	A-A-A	32°48'20.54"S	53°40'25.94"O	Planosol
A-A-A-S	33°45'22.79"S	53°52'17.53"O	Gleysol	A-A-A	33°34'20.99"S	54°26'1.27"O	Gleysol
A-A-A-S	33°45'15.09"S	53°52'9.58"O	Gleysol				

CS y SS: rotación con y sin inclusión de soja respectivamente. A: arroz; S: soja; P: pastura.

Los muestreos se realizaron en setiembre de 2014 y setiembre de 2015, previo a la preparación de las chacras para la siembra. A excepción de dos chacras, que estaban finalizando la fase de pasturas, todas fueron muestreadas con presencia de rastrojo del cultivo anterior (soja o arroz). En cada chacra fueron colectadas muestras compuestas por 21 tomas, con calador de 2,0 cm de diámetro y en forma sistemática con recorrido en zigzag (Bautista Zúñiga 2011). De acuerdo a Swenson (1984) para un nivel de confianza del 80% y un desvío de la media de un 15%, se sugiere tomar 21 sub-muestras por unidad de muestreo para conformar la muestra compuesta. Este criterio toma como referencia el fósforo que es el nutriente con mayor variabilidad. La profundidad del muestreo fue de 0 - 5 cm, por ser la zona donde se reportan cambios debido al manejo en el corto plazo, ya que es donde se acumulan los residuos (Six et al. 1998, Studdert et al. 2008, Domínguez et al. 2009, Salvo et al. 2010).

2.2.1 Variables analizadas y técnicas utilizadas

Todas las muestras de suelo fueron secadas al aire, molidas y tamizadas por malla de 2000 μm ; todo residuo mayor fue descartado. En cada muestra se determinó:

a) Textura

Se tomó 30,0 g de muestra seca, la cual se desfloculó con hexametáfosfato de sodio al 4% (m/v). Luego se tamizó para separar la fracción de arena (entre 2000 μm y 50 μm) y la que contiene limo y arcilla. Se eliminó el contenido de materia orgánica con agua oxigenada 200% (v/v) y se verificó que no hubiera carbonato de calcio. El contenido de arena luego de atacada la materia orgánica quedó determinada por peso en seco. Los contenidos de limo y arcilla se determinaron por el método de la pipeta, el cual se fundamenta en la sedimentación de partículas en suspensión a una determinada profundidad, tiempo y temperatura. El proceso de sedimentación tiene su base en la ley de Stock, donde la ecuación establece la relación entre diámetro de la partícula y velocidad de caída en medio líquido. Con la pipeta se tomó una alícuota a cierta profundidad y tiempo, luego la misma se secó en estufa y se realizaron los cálculos para la muestra inicial (Day 1965; Carver 1971).

b) Acidez

Fue medida como pH en agua y en cloruro de potasio con potenciómetro, en una relación suelo/agua 1:2,5 (m/v). El pH medido en agua es sobre los iones hidrógeno de la solución del suelo, cuanto mayor sea la cantidad de agua en relación al suelo, se verá un aumento del pH (Fassbender 1975), por eso es importante indicar la relación suelo/agua con que se realizó la medición. Cuando se mide el pH en KCl sucede un remplazo de los hidrogeniones del complejo de cambio por el potasio de la solución, lo que provoca un incremento de la concentración de hidrogeniones y como consecuencia una baja del pH, que suele estar alrededor de una unidad por debajo con relación al medido en agua. Se realizó el cálculo de $\Delta\text{pH} = \text{pH KCl} - \text{pH H}_2\text{O}$, ya que con este dato se puede observar qué intercambio está favorecido; resultados positivos indican dominio de intercambios aniónicos, y negativos catiónico (Casanova 2005).

c) Fraccionamiento físico de la materia orgánica del suelo

Se utilizó el método propuesto por Cambardella y Elliot (1992) con alguna modificación. Se dispersaron 50,0 g de suelo con 150 ml de NaCl (cloruro de sodio) 0,05M en un shaker por 16 horas aproximadamente. Se utilizó NaCl por ser un compuesto que no influye sobre los contenidos de fósforo (Salas et al. 2003, Ciampitti et al. 2011). Luego se realizaron los lavados necesarios con agua destilada sobre un tamiz de apertura de malla de 200 μm y por debajo otro de 53 μm , hasta que el agua saliera limpia. El material retenido sobre el primer tamiz es la fracción mayor a 200 μm y menor a 2000 μm ; sobre el segundo tamiz queda retenido el material de tamaño entre 53 y 200 μm . Ambas fracciones luego fueron secadas y homogeneizadas con mortero. Teniendo en cuenta el porcentaje de cada fracción (F 53-200 μm y F >200-2000 μm) se corrigieron los valores de los parámetros determinados en cada fracción para expresar los resultados referidos al suelo entero, según la siguiente fórmula (Suñer et al. 2000):

F 53-200: Concentración = Concentración determinada X (% fracción 53-200 /100)

F >200-2000: Concentración= Concentración determinada X (% fracción >200-2000 /100)

Las concentraciones de la fracción MOAM se obtuvieron por diferencia entre el total sin fraccionar y el valor de MOP (F53-200 + F>200-2000).

d) Carbono y nitrógeno orgánico

Estos parámetros fueron determinados en la materia orgánica particulada y en el suelo sin fraccionar mediante combustión seca con un analizador Flash 2000, en la Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Se denominará al nitrógeno total que se encuentra en la fracción fina, comprendida entre 53-200 μm : MOP-Nt₅₃; al de la fracción gruesa que está comprendido entre 200-2000 μm : MOP-Nt₂₀₀, al asociado a la fracción mineral MOAM-Nt y Nt al nitrógeno total del suelo sin fraccionar. Y para el carbono: MOP-C₅₃ (fracción fina), MOP-C₂₀₀ (fracción gruesa), MOAM-C (asociado a la fracción mineral) y COT al carbono total del suelo sin fraccionar. Los contenidos de C y N fueron expresados en g/kg de suelo.

Para obtener la materia orgánica del suelo a partir del porcentaje de carbono total se aplicó el factor de Van Bemmelen, 1,724 (Nelson y Sommers 1982).

e) Nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM)

La determinación de nitrógeno potencialmente mineralizable se realizó mediante el método de incubación anaerobia de 7 días a 40°C (Kenney 1982), por ser mucho más práctica en cuanto al tiempo requerido de incubación frente a las técnicas aerobias de 30 o más días, y han demostrado ser buenos indicadores (García y Quincke 2011). El procedimiento consiste en incubar la muestra con agua destilada y allí se obtiene el amonio final; paralelamente se mide el amonio inicial de las muestras sin incubar. Las plantas pueden consumir amonio o nitrato, y el nitrato se obtiene por nitrificación del amonio, por lo tanto midiendo el amonio bajo esta técnica se está midiendo el nitrógeno disponible para las plantas. La concentración de amonio se cuantificó con espectrofotómetro a una longitud de onda de 660 nm según Rhine et al. (1998). La diferencia entre el amonio final y el inicial es el NPM y se expresa en mgN-NH₄/kg suelo. Se realizó esta técnica a las fracciones de la MOP y a la muestra sin fraccionar (total), mediante la diferencia entre el total y el MOP se obtuvo el NPM de la fracción MOAM.

Se denominará al NPM que se encuentra en el suelo sin fraccionar: NPM-t; el de la fracción fina de la MOP comprendida entre 53-200 μm : MOP-NPM₅₃; al de la fracción gruesa de

la MOP que queda comprendido entre 200-2000 μm : MOP-NPM₂₀₀ y al asociado a la fracción mineral: MOAM-NPM.

e) Fósforo disponible (Pe)

Se cuantificó mediante Bray I (Bray y Kurts 1945), método que consiste en la extracción del fósforo con una solución mezcla de NH₄F (fluoruro de amonio) 0,03N y HCl (ácido clorhídrico) 0,025N. El principio general del método es la solubilización de los fosfatos que se encuentran formando compuestos insolubles con cationes como aluminio, hierro y calcio del suelo, o retenidos en óxidos de hierro, arcillas o carbonatos de calcio. Este método ha sido el más utilizado en Uruguay, y ha mostrado ser un buen predictor para el cultivo de arroz (Hernández 2008).

Se denominará al fosforo disponible (Pe) que se encuentra en la fracción fina de la MOP: MOP-Pe₅₃; al de la fracción gruesa MOP-Pe₂₀₀, al asociado a la fracción mineral MOAM-Pe y al total Pe. El mismo fue expresado en mg/kg.

f) Balance de carbono, nitrógeno y fósforo

i) Carbono

La simulación del stock de carbono en el suelo se realizó utilizando el modelo exponencial de primer orden propuesto por Henin y Dupuis (1945), el cual explica las variaciones de carbono en el tiempo, y del que se desprende la siguiente ecuación:

$$dC/dt = Ak_1 - k_2C \quad \text{Ecuación 1}$$

En la ecuación 1, la variación temporal de C (carbono) en suelo (dC/dt , $\text{t ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) es una función de los ingresos y salidas anuales de C del suelo. Los ingresos de C al sistema están dados por el primer término (Ak_1), donde A es el aporte de carbono desde los residuos de los cultivos (raíz y parte aérea) y k_1 es el coeficiente isohúmico: fracción de carbono de los residuos que pasa a formar parte de la materia orgánica. En el segundo término de la ecuación se expresan las salidas o pérdidas de C del suelo, donde k_2 representa la tasa anual de pérdida del stock de C, principalmente por descomposición microbiana (Bayer et al. 2000, Lovato 2001).

Cuando el suelo se encuentra con contenidos estables de materia orgánica, significa que se está bajo un equilibrio dinámico, por lo que las entradas (k_1A) y salidas del sistema (k_2C) se igualan, y por lo tanto $dC/dt=0$ (Bayer et al. 2000). Bajo esta situación, los coeficientes de la dinámica de la materia orgánica pueden ser estimados a partir de las siguientes ecuaciones obtenidas a partir de la original (Ecuación 1).

$$k_2=k_1.A/Ce \quad \text{Ecuación 2}$$

$$Ce=k_1.A/k_2 \quad \text{Ecuación 3}$$

Por lo tanto con la ecuación 3 se puede estimar el contenido de carbono de equilibrio (C_e) en el largo plazo para distintas rotaciones.

En este trabajo la rotación de dos años de arroz y cuatro de pasturas fue considerada como la situación de equilibrio y por tanto se utilizó para los cálculos el valor de carbono de equilibrio (C_e) promedio de 34,25 tC/ha (0-15 cm) reportado para parcelas de arroz-pasturas (Cantou et al. 2010). Se contrastó esta rotación tradicional con dos rotaciones de fases agrícolas largas, ya que es la tendencia que se observa en el sector arrocero (Castillo et al. 2013).

Todas las rotaciones analizadas abarcan un período de 6 años, iniciando con el primer cultivo agrícola de verano y finalizando en el último año de pasturas. Las rotaciones de larga fase agrícola analizadas fueron las siguientes: 4 años de arroz y 2 de pasturas (A-A-A-A-P-P); y 1 año de arroz, 2 de soja, 1 año de arroz y 2 de pasturas (A-S-S-A-P-P). Los cultivos agrícolas son sembrados sobre el rastrojo remanente del cultivo antecesor, no se realiza siembra de cobertura.

Los aportes anuales de C (A) se obtuvieron por estimación indirecta a partir de los rendimientos de los cultivos y sus respectivos índices de cosecha aparentes, así como los aportes de las raíces, ya que los índices de cosecha son aparentes. En Uruguay el rendimiento promedio de arroz es de 8,0 t/ha con un índice de cosecha aparente aproximado de 50% (Pérez de Vida 2010), por lo tanto el aporte de residuos de la parte aérea es de 8,0 t/ha. El aporte de raíces considerado fue del 30% de la parte aérea y un contenido de carbono del 40% en todos los aportes (da Silveira Nicoloso 2005, Alvarez 2006, do Nascimento et al. 2009). Para arroz los coeficientes de humificación utilizados surgen de la literatura, parte aérea 0,23 y de las raíces 0,5 (Wen 1984).

Para la pastura, la estimación de producción de biomasa que se utilizó es de 4,5 t/ha (Siri Prieto y Ernst 2010), con una contribución de las raíces de 50% y k_1 de 0,29 (Rubio et al. 2008). En el cultivo de soja el rendimiento promedio en Uruguay se estima en 2,5 t/ha (DIEA 2013) con un índice de cosecha aparente promedio 34% (Morón 2002, Melgar et al. 2011), por lo que la cantidad de rastrojo aportado es de 4,85 t/ha. Se consideró nuevamente un aporte de raíz del 30% y 40% de carbono en todos los residuos. El coeficiente de humificación de soja utilizado fue de 0,11 el cual fue obtenido en Uruguay mediante técnicas isotópicas (Mazzilli et al. 2011).

La tasa de pérdida anual de carbono del suelo puede ser estimada aproximadamente considerando que el stock de carbono (34,25 t/ha) en la rotación 2 años de arroz y 4 de pasturas de largo plazo está en equilibrio, condición en las que las ecuaciones 2 y 3 son aplicables.

Por lo tanto los datos utilizados para la rotación A-A-A-A-P-P fueron los siguientes:

$$A \text{ arroz (aéreo)} = 3,2 \text{ tC/ha} \quad \text{y} \quad A \text{ arroz (raíces)} = 0,96 \text{ tC/ha}$$

$$A \text{ arroz (total)} = 4,16 \text{ tC/ha}$$

$$K_1 \text{ (aéreo)} = 0,23 \text{ año}^{-1} \quad K_1 \text{ (raíces)} = 0,50 \text{ año}^{-1}$$

$$A \text{ pastura (aéreo)} = 1,8 \text{ tC/ha} \quad \text{y} \quad A \text{ pastura (raíces)} = 0,9 \text{ tC/ha}$$

$$A \text{ pastura (total)} = 2,7 \text{ tC/ha}$$

$$K_1 \text{ general (aéreo+raíces)} = 0,29 \text{ año}^{-1}$$

Para la rotación A-S-S-A-P-P se utilizaron los mismos datos que la rotación anterior para arroz y pasturas, y en soja los siguientes:

$$A \text{ soja (aéreo)} = 1,94 \text{ tC/ha} \quad A \text{ soja (raíces)} = 0,58 \text{ tC/ha}$$

$$A \text{ soja (total)} = 2,52 \text{ tC/ha}$$

$$K_1 \text{ general (aéreo+raíces)} = 0,11 \text{ año}^{-1}$$

Rotación 1: A-A-P-P-P

$$K_2 = A_1 \cdot K_1 / C_e$$

$$K_2 = [((((Aarroz \text{ (aéreo)} \times k_1(\text{aéreo})) + ((Aarroz \text{ (raíces)} \times k_1 \text{ (raíces))} \times 2) + ((Apastura \times k_1) \times 4)))/6] / C_e$$

Una vez obtenido el k_2 de esta rotación, se calculó el k_2 para la fase de pasturas (k_{2P}) asumiendo un k_2 para la fase de arroz un 20% menor (k_{2A}), dado por la fase de inundación que reduce la tasa de descomposición (Cheng et al. 2003, Nishida 2016).

Rotación 2: A-A-A-P-P (se usan los k_2 calculados para la rotación 1)

$$C_e = A_1 \cdot k_1 / k_2$$

$$C_e = [((((Aarroz \text{ (aéreo)} \times k_1(\text{aéreo})) + ((Aarroz \text{ (raíces)} \times k_1 \text{ (raíces))} \times 4/k_{2A}/6) + ((Apastura \times k_1) \times 2 /k_{2P} /6$$

Rotación 3: A-S-S-A-P-P

El k_2 bajo cultivo de soja asumimos que para el mismo suelo es igual al periodo de pasturas por lo que se utiliza el mismo k_2 .

$$K_{2S} = k_{2P}$$

$$C_e = [((((Asoja \text{ (aéreo+raíces)} \times k_1) \times 2/k_{2S} /6) + ((Apastura \times k_1) \times 2/k_{2P}/6) + ((Aarroz \text{ (aéreo)} \times k_1 \text{ (aéreo)} + Aarroz \text{ (raíces)} \times k_1 \text{ (raíces))} \times 2) /k_{2A}/6]$$

Para que el stock de carbono en equilibrio (34,25 tC/ha) no disminuya durante el período de soja manteniendo un k_2 mayor, se calculó la adición mínima anual de residuos que se debería hacer. Se realizó este cálculo aplicando la Ecuación 4.

$$A = C_e \cdot k_{2S} / k_1 \quad \text{(Ecuación 4)}$$

ii) Nitrógeno

Para realizar el balance de nitrógeno se utilizaron datos promedios provenientes de la literatura y los aportados por algunos productores. La fertilización con nitrógeno en el cultivo de arroz según el manual de buenas prácticas es entre 45-70 kg N/ha (Uraga et al. 2013). Los datos proporcionados por varios de los productores de donde se tomó muestras de suelo ronda en los 60 kg N/ha, dato también informado por INIA (Castillo et al. 2013b) y una investigación reciente a nivel nacional indica que el promedio es de 80 kg de N/ha (Pittelkow et al. 2016). El rendimiento promedio de arroz en Uruguay es de 8 t/ha de grano seco. Las entradas en este sistema son: la fertilización y la fijación biológica de nitrógeno por parte de cianobacterias que aporta entre 8 a 30 kg N/ha (Irisarri et al. 2008). Las salidas en este sistema serían lo que se va en el grano, una tonelada de grano seco, extrae entre 15-22 kg de nitrógeno (Gabielli de los Santos y Pintos Baptista 2013) y lo que se pierde al ambiente por nitrificación-denitrificación, volatilización y lixiviación está estimado en función de la fertilización como un 48% de la fertilización (Pittelkow et al. 2016).

Para la soja, el rendimiento es de 2,5 t/ha de grano seco corregido por humedad, por tonelada de grano se extrae 55 kg de N (Mancassola y Casanova 2015) y el cultivo necesita en total para ese rendimiento 187,5 kg de nitrógeno (Morón 2007). La fijación biológica de nitrógeno (FBN) cubre el 33% del requerimiento total, que es el dato para soja en Uruguay (Morón 2007). Respecto a la fertilización, la bibliografía estima en promedio unos 8,5 kg de N/ha (Oyhantçabal y Narbondo 2013), aunque varios de los productores con los que se trabajó usaron dosis menores o no aplicaron.

iii) Fósforo

Para realizar el balance de fósforo se utilizó el mismo criterio que para el balance de nitrógeno. Para el cultivo de arroz la entrada vía fertilización se estima es entre 55-70 kg/ha de P_2O_5 (Castillo y Deambrosi 2014), lo que equivale a 24-30 kg/ha de fósforo. Los datos de algunos productores fue en el entorno de 30-40 kg/ha de P_2O_5 (13-17 kg de fósforo), promedio utilizado de 21,5 kg/ha de fósforo. En grano se estima una concentración de 3 kg/t (Mancassola y Casanova 2015), y las pérdidas según un estudio en Corea son entre un 3,8-5,3% del fertilizante agregado (Jae-Young et al. 2002). El rendimiento promedio de arroz utilizado fue 8.000 kg/ha.

Para el caso de la soja, en grano se van aproximadamente 6 kg de fósforo por tonelada (Oyhantçabal y Narbondo 2013, Mancassola y Casanova 2015), con un rendimiento de 2.500 kg/ha, serían exportados 15 kg de fósforo. No se encontraron valores de pérdidas de fósforo para este cultivo. Se fertiliza en promedio con 40-45 kg de fósforo (17-19 kg/ha de fósforo) (Oyhantçabal y Narbondo 2013) lo cual coincide con lo aportado por algunos productores.

g) Densidad aparente

Se tomaron muestra con barreno de 8,0 cm de diámetro y a 5,0 cm de profundidad. Se secó la muestra hasta peso constante y utilizando la fórmula $Dap (g/cm^3) = \text{peso seco} / \text{volumen}$ se obtuvo la densidad aparente. Debido a dificultades para la obtención de estas muestras en campo, no se cuenta con la información para la totalidad de las chacras y por tanto no se utilizó el valor de Dap obtenido para calcular los stocks de nutrientes. Para dicho cálculo se utilizó el valor $1,25 g/cm^3$ (Rubio et al. 2008), que es similar al valor promedio ($1,27 g/cm^3$) que se obtuvo con las chacras que sí se pudieron analizar (25/37).

h) Relaciones

A continuación se indican las relaciones calculadas:

MOAM-C/COT: indica el grado de humificación de la materia orgánica (Andriulo et al. 1997); MOP-C/COT: relación que permite ver si hay pérdida o enriquecimiento de las fracciones lábiles. NPM/Nt: nos indica cuánto del nitrógeno total está disponible (Toledo et al. 2013). Por otra parte N de las fracciones/Nt permite ver cómo se distribuye el nitrógeno entre las mismas (Marriott y Wander 2006b).

2.3 Análisis estadístico

Los análisis de las variables entre los dos sistemas en estudio (CS y SS) se realizaron mediante análisis de covarianza de una vía (*one-way ANCOVA*), con un nivel de confianza del 95%, utilizando la textura (limo + arcilla) como covariable. De esta forma se evaluó si la rotación con o sin inclusión de soja (variable independiente) generaba diferencias significativas sobre las

variables evaluadas (variables dependientes) luego de remover el efecto de la covariable (textura) (Hevia et al. 2003, Marriott y Wander 2006b, Lima et al. 2009, Bradley 2011). En estos análisis se utilizó el programa estadístico de acceso libre Past versión 3.12. Para el resto de los análisis se utilizó el test de Student (T-Test), con un nivel de confianza del 95%, en el programa Statistica 7.0.

El grado de asociación entre variables se determinó utilizando el coeficiente de correlación de Pearson (r). El mismo expresa en términos relativos la proporción de la variación total compartida por las variables (Hoel 1979), siendo la correlación significativa con $p < 0,05$ (test de Student); para estos análisis se utilizó el programa Statistica 7.0.

2.4 Resultados

En la Tabla 2 se presentan los resultados de pH en agua y KCl, así como los contenidos de limo y arcilla en ambas rotaciones. Ninguna de las variables presentó diferencias estadísticamente significativas. El Δ pH no mostró diferencias significativas (T-Test, $p > 0,05$) y fue negativo en ambas rotaciones (- 1,33 CS y - 1,36 SS), lo que indica un dominio del intercambio catiónico.

En relación al carbono, si bien no se observaron diferencias significativas entre las chacras CS y SS (Tabla 3), se observa una tendencia hacia mayores concentraciones de COT ($p = 0,17$) y de carbono en la materia orgánica asociada a la fracción mineral ($p = 0,12$) en las chacras SS. Por otra parte, ambos tratamientos registraron un mismo patrón de comportamiento con mayores concentraciones de carbono en la materia orgánica asociada a la fracción mineral (MOAM-C) y las menores en la fracción más gruesa de la MOP (Figura 3). Los contenidos promedio de materia orgánica para ambas rotaciones fueron de 3,5% y no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$).

Tabla 2. Estadísticos descriptivos de pH en agua (H₂O), pH en cloruro de potasio (KCl) y contenidos de limo y arcillas del suelo (0-5 cm de profundidad) en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

	pH H ₂ O		pH KCl		Limo y arcilla (g/kg)	
	CS	SS	CS	SS	CS	SS
Media	5,92	5,86	4,59	4,49	764,20	745,92
Mediana	5,95	5,93	4,61	4,54	761,00	732,76
Des. Est.	0,34	0,37	0,27	0,23	112,98	100,05
Mínimo	5,30	5,15	4,15	4,17	521,03	546,65
Máximo	6,50	6,60	5,05	4,80	938,70	885,74
n	19	18	19	18	19	18
Coef. Var (%)	5,80	6,30	5,80	5,04	14,78	13,41
p valor T-test	0,6		0,26		0,6	

Des. Est.: Desviación estándar, n: número de muestras, Coef. Var: coeficiente de variación. Significancia estadística $p < 0,05$.

Tabla 3. Estadísticos descriptivos de los contenidos de carbono total y de carbono en las fracciones de la materia orgánica del suelo (0-5 cm de profundidad), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

	Carbono (g/Kg) - 0-5 cm							
	COT		MOP-C53		MOP-C200		MOAM-C	
	CS	SS	CS	SS	CS	SS	CS	SS
Media	20,19	20,92	3,87	3,79	2,43	2,43	13,89	14,70
Mediana	16,85	18,03	2,85	3,16	2,03	2,10	12,07	13,59
Des. Est.	8,14	8,12	2,20	1,97	1,31	1,44	4,97	5,41
Mínimo	11,06	11,14	1,47	1,57	1,24	5,76	7,60	8,31
Máximo	34,27	37,24	8,15	7,83	5,45	43,72	21,26	27,02
n	19	18	19	18	19	18	19	18
Coef. Var (%)	40,33	38,83	56,94	51,90	53,97	59,10	35,80	36,76
p valor Ancova	0,17		0,60		0,54		0,12	

COT: carbono orgánico total, suelos sin fraccionar; MOP-C53 y MOP-C200: carbono de la materia orgánica particulada fracción entre 53-200 μm y 200-2000 μm respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . Des. Est.: Desviación estándar, n: número de muestras, Coef. Var: coeficiente de variación. Significancia estadística $p < 0,05$.

El carbono de equilibrio (C_e) calculado para la rotación que incluye soja fue de 29,5 tC/ha y para la rotación de 4 años de arroz y 2 de pasturas de 45,0 tC/ha. Para que el stock de carbono en equilibrio (34,25 tC/ha) no disminuya manteniendo un k_2 mayor por la inclusión de

un cultivo que no es bajo inundación, la adición mínima de residuos tendría que ser de 5,13 tC/ha por año.

El nitrógeno total mostró diferencias significativas en los contenidos en suelo sin fraccionar y en el asociado a la fracción mineral; mientras que el nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) sólo mostro diferencias significativas en la MOAM (Tablas 4 y 5, respectivamente). Ambos parámetros mostraron los mayores valores promedio en chacras SS en el total sin fraccionar y el mismo gradiente de concentración por fracción en ambas rotaciones (MOAM>MOP fina>MOP gruesa) (Figura 3).

Tabla 4. Estadísticos descriptivos de nitrógeno total y de las fracciones de la materia orgánica del suelo (0-5 cm de profundidad), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

	Nitrógeno total (g/kg) - 0-5 cm							
	Nt		MOP-Nt53		MOP-Nt 200		MOAM-Nt	
	CS	SS	CS	SS	CS	SS	CS	SS
Media	2,31	2,80	0,42	0,39	0,22	0,22	1,66	2,20
Mediana	2,39	2,69	0,42	0,30	0,19	0,18	1,79	2,01
Des. Est.	0,94	0,96	0,22	0,21	0,13	0,11	0,75	0,83
Mínimo	1,03	1,24	0,14	0,13	0,09	0,08	0,48	1,03
Máximo	4,37	4,62	0,89	0,78	0,60	0,46	3,16	3,87
n	19	18	19	18	19	18	19	18
Coef. Var (%)	40,63	34,20	51,67	54,07	59,38	50,79	45,00	37,84
p valor Ancova	0,022		0,80		0,80		0,013	

Nt: nitrógeno total en suelo sin fraccionar; MOP-Nt53 y MOP-Nt200: nitrógeno total de la materia orgánica particulada fracción 53-200µm y fracción 200-2000µm, respectivamente; MOAM-Nt: nitrógeno total de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53µm. Des. Est.: Desviación estándar, n: número de muestras, Coef. Var: coeficiente de variación. Significancia estadística p<0,05.

Tabla 5. Estadísticos descriptivos de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) del total y las fracciones de la materia orgánica (0-5 cm de profundidad), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

	Nitrógeno potencialmente mineralizable (mg/kg) - 0-5 cm							
	NPMt		MOP-NPM53		MOP-NPM200		MOAM-NPM	
	CS	SS	CS	SS	CS	SS	CS	SS
Media	81,47	100,31	11,53	7,89	7,73	7,43	62,21	85,00
Mediana	77,65	74,64	9,40	4,24	6,04	6,66	61,24	67,91
Des. Est.	39,74	62,44	10,04	7,82	7,20	5,97	31,66	57,67
Mínimo	7,75	26,88	0,44	1,09	0,57	0,95	4,17	20,01
Máximo	166,34	237,54	34,19	31,69	26,93	19,53	120,56	197,60
n	18	15	18	15	18	15	18	15
Coef. Var (%)	48,78	62,24	87,05	99,12	93,18	80,39	50,90	67,85
p valor Ancova	0,32		0,23		0,95		0,03	

NPMt: NPM en el suelo sin fraccionar; MOP-NPM53 y MOP-NPM200: NPM de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μ m y fracción 200-2000 μ m, respectivamente; MOAM-NPM: NPM de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μ m. Des. Est.: Desviación estándar, n: número de muestras, Coef. Var: coeficiente de variación. Significancia estadística $p < 0,05$.

En ambas rotaciones, el Nt y NPM presentaron correlación lineal positiva significativa ($p < 0,05$) con el carbono orgánico total y el carbono en las fracciones, salvo el Nt a nivel de la MOAM en las chacras SS (Tablas 6 y 7 respectivamente).

Tabla 6. Parámetros del análisis de correlación entre los contenidos de nitrógeno total y las distintas fracciones de la materia orgánica (0-5 cm de profundidad).

		r	r²	p valor
Nt vs COT	con soja n= 19	0,90	0,81	<0,05
	sin soja n= 18	0,59	0,35	<0,05
MOP-Nt53 vs MOP-C53	con soja n= 19	0,84	0,70	<0,05
	sin soja n= 18	0,83	0,69	<0,05
MOP-Nt200 vs MOP-C200	con soja n= 19	0,89	0,79	<0,05
	sin soja n= 18	0,93	0,87	<0,05
MOAM-Nt vs MOAM-C	con soja n= 19	0,74	0,54	<0,05
	sin soja n= 18	0,44	0,19	>0,05

Nt: nitrógeno total (Nt) en el suelo sin fraccionar; MOP-Nt53: Nt de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm ; MOP-Nt200: Nt de la materia orgánica particulada fracción 200-2000 μm ; MOAM-Nt: nitrógeno total de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . COT: carbono orgánico total, suelo sin fraccionar; MOP-C53 y MOP-C200: carbono de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm , respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . r: coeficiente de correlación de Pearson; r²: coeficiente de determinación. Significancia estadística p<0,05.

Tabla 7. Parámetros del análisis de correlación entre los contenidos de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) del total y las fracciones de la materia orgánica con el carbono (0-5 cm de profundidad).

		r	r²	p valor
NPMt vs COT	con soja n= 19	0,72	0,52	<0,05
	sin soja n= 18	0,83	0,68	<0,05
MOP-NPM53 vs MOP-C53	con soja n= 19	0,88	0,78	<0,05
	sin soja n= 18	0,68	0,46	<0,05
MOP-NPM200 vs MOP-C200	con soja n= 19	0,92	0,84	<0,05
	sin soja n= 18	0,76	0,58	<0,05
MOAM-NPM vs MOAM-C	con soja n= 19	0,50	0,25	<0,05
	sin soja n= 18	0,82	0,67	<0,05

NPMt: NPM en el suelo sin fraccionar; MOP-NPM53 y MOP-NPM200: NPM de la materia orgánica particulada fracción 53-200µm y fracción 200-2000µm; MOAM-NPM: NPM de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 µm. COT: carbono orgánico total, suelo sin fraccionar; MOP-C53 y MOP-C200: carbono de la materia orgánica particulada fracción 53-200µm y fracción 200-2000µm, respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 µm. r: coeficiente de correlación de Pearson; r²: coeficiente de determinación. Significancia estadística p<0,05.

Los resultados del balance de nitrógeno para cada cultivo fueron negativos, siendo el de arroz mayor en valor absoluto 97,8 kg de N/ha y soja 71,1 kg de N/ha, aunque para el caso de la soja faltan datos para estimar mejor las salidas (Tabla 8).

Tabla 8. Balance de nitrógeno para cultivo de arroz y soja, realizado con valores promedios de la literatura.

	Nitrógeno	
	Arroz	Soja
Entradas kg/ha		
Fertilización	60	4,5
FBN	19	61,9
Dep. atm.	?	?
Salidas kg/ha		
Grano	148	137,5
otros	28,8	?
Total	-97,8	-71,1

FBN: fijación biológica del nitrógeno.
 Dep. atm. Deposición atmosférica de nitrógeno.

Las concentraciones de fósforo en chacras CS registraron valores promedio superiores a las chacras SS, y a excepción de los niveles en MOP-Pe200 los restantes presentaron diferencias estadísticas significativas (Tabla 9). La variación de las concentraciones a nivel de las fracciones mostró un gradiente decreciente igual al observado en las variables anteriores (MOAM>MOP fina>MOP gruesa) (Figura 3).

Tabla 9. Estadísticos descriptivos de los contenidos de fósforo disponible total y de las fracciones de la materia orgánica del suelo (0-5 cm de profundidad), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

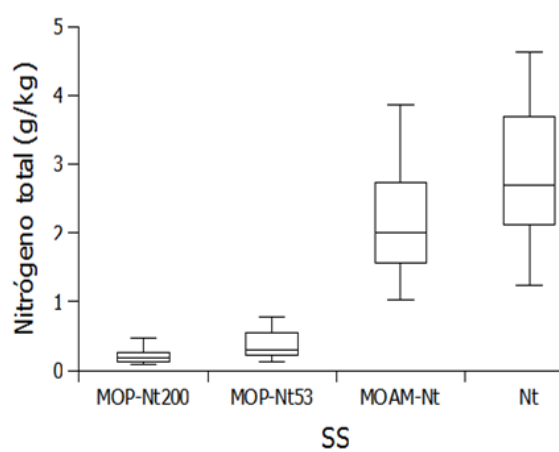
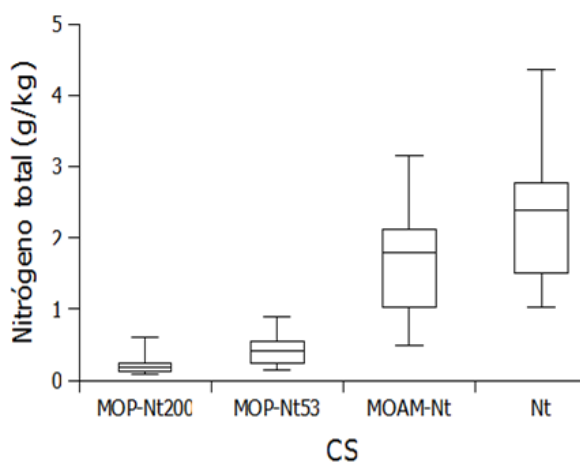
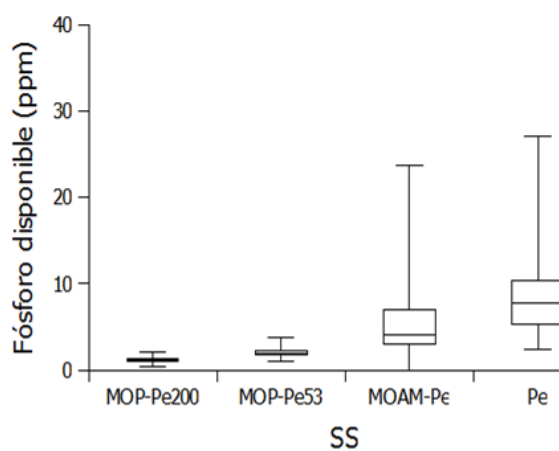
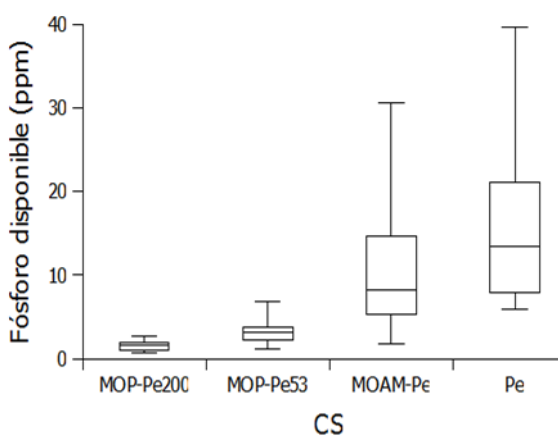
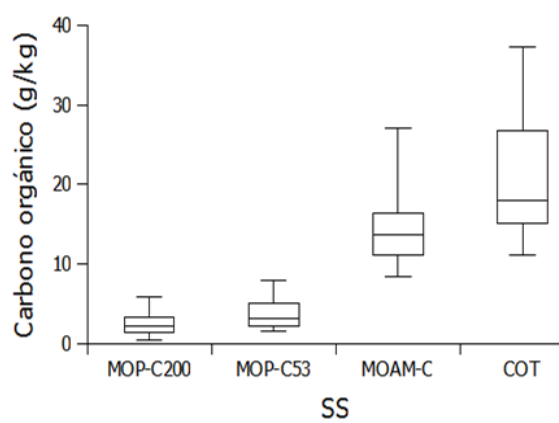
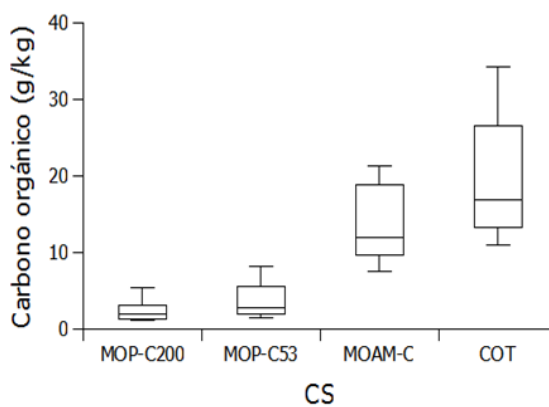
	Fósforo disponible (mg/kg) - 0-5 cm							
	Pe		MOP-Pe53		MOP-Pe200		MOAM-Pe	
	CS	SS	CS	SS	CS	SS	CS	SS
Media	15,68	8,71	3,32	2,05	1,57	1,22	10,79	5,44
Mediana	13,39	7,71	3,21	1,98	1,57	1,21	8,19	4,35
Des. Est.	9,64	5,26	1,56	0,61	0,64	0,41	7,93	5,12
Mínimo	5,93	2,37	1,12	1,00	0,71	0,43	1,71	1,27
Máximo	39,65	27,09	6,81	3,74	2,64	2,01	30,67	23,71
n	19	18	19	18	19	18	19	18
Coef. Var (%)	61,49	60,47	46,92	29,92	40,70	33,87	73,51	94,12
p valor Ancova	0,02		0,003		0,06		0,042	

Pe: fósforo disponible suelo sin fraccionar; MOP-Pe53 y MOP-Pe200: fósforo disponible de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm , respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . Des. Est.: Desviación estándar, n: número de muestras, Coef. Var: coeficiente de variación. Significancia estadística $p < 0,05$.

En la tabla 10 se puede observar los resultados del balance de fósforo para cada cultivo. Siendo negativo para arroz, mientras que para la soja lo contrario. El balance de soja podría ser un poco menor al calculado dado que la información en las salidas es incompleta.

Tabla 10. Balance de fósforo para cultivo de arroz y soja, realizado con valores promedios de la literatura.

	Fósforo	
	Arroz	Soja
Entradas kg/ha		
Fertilización	21,5	18
Salidas kg/ha		
Grano	24	15
otros	0,97	?
Total	-3,5	3



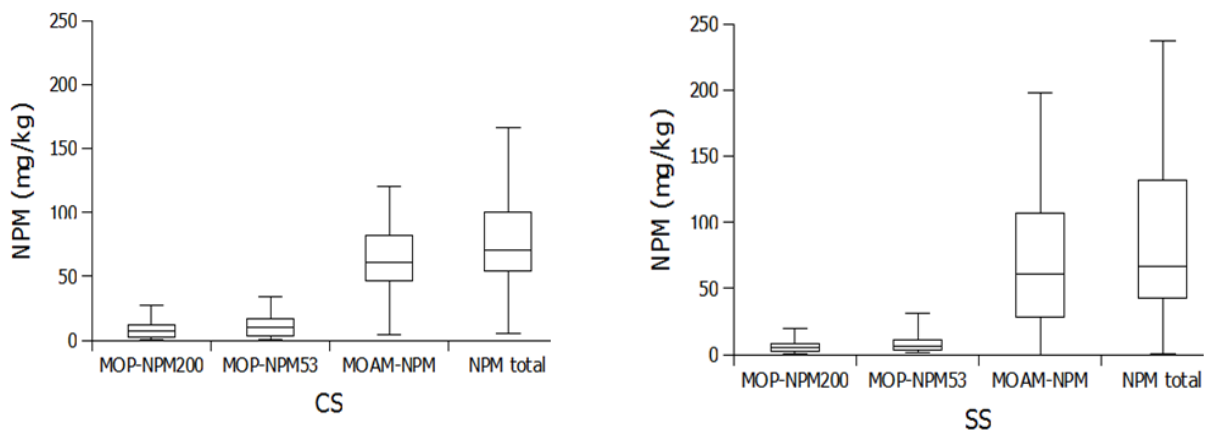


Figura 3. Variación de los contenidos de carbono orgánico total (COT), fósforo disponible (Pe), nitrógeno total (Nt) y nitrógeno potencialmente disponible (NPM) en suelo (profundidad 0-5cm), en chacras que incluyeron soja (CS) en la rotación arroz-pasturas y en chacras sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pastura. COT: carbono suelo sin fraccionar; MOP-C53 y MOP-C200: carbono de la materia orgánica particulada fracción entre 53-200 μm y 200-2000 μm respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . Pe: Pe suelo sin fraccionar; MOP-Pe53 y MOP-Pe200: Pe de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm , respectivamente; MOAM-Pe: Pe de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . Nt: nitrógeno total suelo sin fraccionar; MOP-Nt53 y MOP-Nt200: Nt de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm ; MOAM-Nt: Nt de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . NPMt: NPM en el suelo sin fraccionar; MOP-NPM53 y MOP-NPM200: NPM de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm ; MOAM-NPM: NPM de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm .

En cuanto a las correlaciones de las distintas variables con la textura (limo y arcilla), se observó que en ambas rotaciones el carbono total y en las fracciones mostraron una correlación lineal positiva significativa ($p < 0,05$). Siendo los valores de r^2 mayores a 0,62 en todos los casos, salvo en la fracción gruesa de la materia orgánica particulada y por lo tanto, la textura explica en menor medida estos contenidos de carbono (Anexo Tabla A). Respecto al fósforo disponible la situación es distinta ya que no se encontró correlación lineal positiva en ningún caso ($p < 0,05$), salvo tendencia en las chacras CS en las dos fracciones de la MOP (Anexo Tabla B). En el nitrógeno total se halló correlación lineal positiva significativa en todas las fracciones salvo en la fracción fina de MOP y MOAM de SS (aunque si se observa tendencia, $p = 0,07$ y $0,12$ respectivamente) (Anexo Tabla C). En el NPM también se encontró correlación lineal positiva significativa en todos los casos salvo en la fracción fina (hay tendencia $p = 0,10$) de la MOP de SS (Anexo Tabla D).

Con las muestras que se pudieron procesar para calcular densidad aparente (Dap), se obtuvo un valor máximo de 1,74 g/cm³, un mínimo de 0,80 g/cm³ y un promedio de 1,27 g/cm³. Sin embargo, al no contarse con los valores de todas las chacras se usó el valor de Dap de 1,25 g/cm³ (Rubio et al. 2008) para pasar los valores de concentración a volumen de suelo. En función de esto fueron estimados los stocks de carbono y nitrógeno total así como para cada una de las fracciones de materia orgánica (Tabla 11).

Tabla 11. Stocks de carbono y nitrógeno total, y carbono y nitrógeno de las fracciones de la materia orgánica (profundidad 0-5 cm), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

	Stock Mg/ha - 0-5 cm	
	CS	SS
COT	12,62	13,1
MOP-C53	2,41	2,36
MOP-C200	1,51	1,52
MOAM-C	8,7	9,2
Nt	1,44	1,75
MOP-Nt53	0,26	0,24
MOP-Nt200	0,14	0,13
MOAM-Nt	1,04	1,4

COT: carbono orgánico total, suelo sin fraccionar; MOP-C53 y MOP-C200: carbono de la materia orgánica particulada fracción 53-200 µm y fracción 200-2000 µm, respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 µm. Nt: nitrógeno total en el suelo sin fraccionar; MOP-Nt53 y MOP-Nt200: nitrógeno total de la materia orgánica particulada fracción 53-200 µm y fracción 200-2000µm, respectivamente; MOAM-Nt: nitrógeno total de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 µm.

Las relaciones entre los contenidos de carbono de las distintas fracciones respecto al total no mostraron diferencias significativas entre rotaciones ($p > 0,05$). La MOAM es la fracción que contiene mayor concentración de carbono respecto al total, representando un 70%;

mientras que el restante 30% que corresponde a MOP, se distribuyó de forma similar en ambas rotaciones (Tabla 12).

Del nitrógeno total analizado, el NPM del suelo sin fraccionar representa un 3% para ambas rotaciones, sin diferencias significativas entre ellas ($p>0,05$). La proporción NPM/Nt a nivel de la fracción fina mostró mayores valores en las chacras donde hubo soja, y si bien no hay diferencias significativas con las que no incluyeron este cultivo, sí se observó cierta tendencia (Ancova $p=0,06$) (Tabla 12). A nivel de la fracción gruesa no hubo diferencias significativas, pero se encuentra al igual que en la fracción fina una mayor proporción de NPM respecto al total en las chacras que tuvieron soja (Tabla 12).

En la relación entre el nitrógeno de las fracciones y el total, se encontraron diferencias significativas entre CS y SS a nivel de la fracción fina y la MOAM. En la fracción fina de la MOP el nitrógeno en CS representó un 19% mientras que en SS fue 13% ($p=0,04$). A nivel de la MOAM la situación es inversa, en las chacras CS el nitrógeno de la fracción representó un 70% del total mientras que en SS fue un 78% ($p=0,04$). En la MOP gruesa no se encontraron diferencias significativas en esta relación.

La relación C/N no mostró diferencias significativas en ninguna de las fracciones, salvo cierta tendencia a nivel de la MOAM, siendo mayor la relación para las chacras que incluyeron soja (Tabla 12).

Tabla 12. Relaciones entre los nutrientes de distintas fracciones de la materia orgánica total y fracciones (profundidad 0-5 cm), en chacras que incluyeron soja (CS) y sin inclusión de soja (SS) en la rotación arroz-pasturas.

	CS	SS	p valor
MOP-C/COT	0,30	0,29	0,65
MOP-C ₅₃ /COT	0,18	0,17	0,70
MOP-C ₂₀₀ /COT	0,12	0,11	0,71
MOAM-C/COT	0,70	0,71	0,65
NPMt/Nt	0,03	0,03	0,60
MOP-NPM ₅₃ /Nt	0,0046	0,003	0,06
MOP-NPM ₂₀₀ /Nt	0,0029	0,003	0,65
MOAM-NPM/Nt	0,0255	0,024	0,79
MOP-Nt ₅₃ /Nt	0,19	0,13	0,04
MOP-Nt ₂₀₀ /Nt	0,10	0,08	0,16
MOAM-Nt/Nt	0,70	0,78	0,04
COT/Nt	9	8	0,15
MOP-C ₅₃ /MOP-Nt ₅₃	9	10	0,18
MOP-C ₂₀₀ /MOP-Nt ₂₀₀	11	11	0,87
MOAM-C/MOAM-Nt	8	7	0,065

MOP: materia orgánica particulada. MOP-C: suma MOP-C53 y MOP-C200. COT: carbono orgánico total, suelo sin fraccionar; MOP-C53 y MOP-C200: carbono de MOP fracción 53-200µm y fracción 200-2000 µm, respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53µm. Nt: nitrógeno total en el suelo sin fraccionar; MOP-Nt53 y MOP-Nt200: nitrógeno total de MOP fracción 53-200µm; MOAM-Nt: nitrógeno total de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53µm. NPMt: nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) en el suelo sin fraccionar; MOP-NPM53 Y MOP-NPM200: NPM de MOP fracción 53-200µm y fracción 200-2000µm, respectivamente; MOAM-NPM: NPM de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53µm. p valor Ancova, significancia estadística p<0,05.

2.5 Discusión

Los resultados de este estudio denotan que la inclusión de la soja en la rotación arroz-pasturas genera a corto plazo pérdidas significativas en los contenidos de nitrógeno total (Nt) y una tendencia a menores concentraciones de carbono total (COT) en la materia orgánica del suelo. Así como también, un aumento en los niveles de fósforo disponible y menores contenidos de nitrógeno potencialmente mineralizable en las chacras que incluyeron soja. Acorde a nuestros resultados, estudios en otras regiones también señalan que la inclusión de la soja en sistemas arroceros (bajo inundación) genera pérdidas de carbono, así como también de nitrógeno (De Battista et al. 2008, Nishida 2016).

Las pérdidas de Nt y COT en chacras CS fueron observadas a nivel de la MOAM, a diferencia de lo reportado en estudios de otras secuencias agrícolas donde se registraron cambios en las fracciones más lábiles (Andriulo et al. 1997, Haynes 2005b, Salvo 2009, Duval et al. 2013). Sin embargo investigaciones en la región donde comparan pastoreo vs clausura (Piñeiro 2009) y remplazo de bosque para distintos usos agropecuarios (Ciuffoli 2013), también reportan que los cambios en los stocks de carbono y nitrógeno están dados por cambios a nivel de la MOAM.

Por otra parte, los resultados del balance de carbono para la rotación que incluye soja, concuerdan con la tendencia a menores concentraciones de carbono total (COT) en la materia orgánica del suelo, estimando una pérdida a largo plazo de 4,8 tC/ha.

Para que el stock de carbono en equilibrio (34,25 tC/ha) no disminuya manteniendo un k_2 mayor (o sea de incluirse cultivos que no tengan fase inundable), la adición mínima de residuos tendría que ser de 5,13 tC/ha por año para evitar pérdidas de carbono del sistema. Para lograr mayores aportes de carbono en la rotación que incluye soja, se debería pensar en realizar aportes por pasturas entre los cultivos agrícolas, o incluir cultivos agrícolas en la rotación que dejen buenos aportes de rastrojo. A su vez, otros autores señalan a la biomasa subterránea como estrategia de aumentar los aportes de carbono al sistema. En tal sentido una de las sugerencias es aumentar la producción del cultivo, ya que se traduciría simultáneamente en aumentos de la biomasa subterránea por la relación que existe entre estas (Mazzilli et al. 2013). Por otra parte si comparamos las dos rotaciones de larga fase agrícola (4 de arroz – 2

pasturas versus 2 arroz-2 soja-2 pastura), los resultados mostraron que incluir soja implicaría pérdidas de carbono, mientras que por el contrario aumentar la fase agrícola con arroz implicaría ganancias. Es importante destacar, que los aumentos de carbono en los sistemas tienen que ir acompañados con balances positivos de nitrógeno, de lo contrario esto no asegura un aumento del carbono del suelo (García-Lamothe et al. 2009; Urquiaga et al. 2009).

Las menores concentraciones de nitrógeno total observadas en chacras CS y explicadas al igual que el carbono por contenidos menores en MOAM lleva a pensar en la hipótesis de que puede estar actuando el efecto *priming*, que es un aumento en la tasa de descomposición en las fracciones estables de la materia orgánica del suelo (Fontaine et al. 2011, Guenet et al. 2012). Una mayor tasa de descomposición puede aumentar las pérdidas de nitrógeno vía mineralización (en caso de no ser inmovilizado o retenido en cargas minerales del suelo) y el carbono como dióxido de carbono (Chapin et al. 2011). En este sentido, el trabajo de Cheng et al. (2003) donde estudian los flujos de carbono a nivel de la rizósfera, encuentran un efecto *priming* de la soja mucho mayor al de trigo, pero sin identificar de qué pool proviene ese carbono. Una de las explicaciones a este efecto *priming* de la rizósfera de soja que dan es por la menor relación C/N de sus tejidos, que darían compuestos más ricos en nitrógeno en sus exudados y eso sería lo que acelera la descomposición. Sin embargo, Fontaine et al. (2011) plantean un mecanismo de acción del efecto *priming* distinto, los cultivos extractivos de nutrientes generan una competencia entre los microorganismos y las plantas, donde los microorganismos comienzan a tomar parte de los nutrientes de la fracción estable. Según estos autores este mecanismo a su vez está influenciado por el tipo y momento de la madurez de la planta, como las condiciones físico-químicas del suelo. Estos serían procesos que se darían mientras los cultivos están en crecimiento.

Sin embargo, también hay estudios del efecto *priming* dado por la presencia del rastrojo. Para este caso es interesante destacar el trabajo de Mazzilli et al. (2014), por el hecho que al igual que en nuestro trabajo no observan diferencias en los stocks de MOP cuando comparan experimentos con cultivos de maíz (C/N: 78) y soja (C/N: 17), los cuales dejan residuos distintos en cantidad y calidad. Y explican que los aportes de carbono hacia MOP y el flujo de salida fueron similares a este nivel, y por ello no se observan diferencias. Pero si encuentran diferencias en la tasa de descomposición (k) (mayor k en maíz que en soja, estadísticamente significativo) y con un flujo de salida de carbono también mayor a nivel de la

MOAM, que en el caso de ellos no representó cambios a nivel de stocks en MOAM. Esto indicaría que ocurre un efecto priming bajo maíz, pero así como se mineraliza más carbono también se humifica más rápido. A diferencia de lo que ellos encuentran, nuestros resultados sugieren que en presencia del cultivo de soja habría una mayor descomposición (k) en este compartimento (efecto priming) y/o una menor tasa de humificación hacia este. En parte estas diferencias podrían ser explicadas no sólo por que se comparan cultivos diferentes (arroz y soja versus maíz y soja), sino también el tipo de ambiente. Los suelos de este trabajo pasan gran parte del año anegados, lo cual genera una dinámica bien distinta en la descomposición de los residuos, así como en los microorganismos que componen el suelo, que son los principales mediadores de estos procesos (Fontaine et al. 2011; Guenet et al. 2012). En este sentido, por ejemplo existe un estudio que encuentra que hay variaciones en la intensidad del efecto priming en función de la calidad del residuo y no la cantidad. Una de las hipótesis que plantean para explicar este resultado son cambios en las comunidades microbianas asociadas a la descomposición de los residuos y concluyen que el cambio en los residuos que ingresan a los sistemas podría tener efectos directos sobre la materia orgánica estabilizada (Guenet et al. 2012). El efecto priming es un mecanismo que sigue siendo estudiado y discutido en la actualidad (Fontaine et al. 2003, 2011, Guenet et al. 2012).

De las características de los rastrojos de nuestro estudio, el de soja es de poco volumen, 4.850 kg/ha para un Índice de cosecha aparente de 34% (Morón 2004) y rendimiento 2.500 kg/ha. Con una relación C/N baja, según Mazzelli et al. (2014) de 17. Estas características hacen que el suelo quede poco cubierto y a su vez se de una rápida descomposición (Clérice et al. 2004, Morón 2004, Terra et al. 2009). La relación C/N determinaría mineralización neta del nitrógeno, y si ese nitrógeno no es inmovilizado en el corto plazo por otro cultivo es más vulnerable a pérdidas (Chen et al. 2014). Sumado a lo anterior, el período de rastrojo es en otoño/invierno, momento en que se dan excesos hídricos en el suelo y se favorecen las pérdidas por lixiviación (García Lamothe et al. 2009). En cambio el rastrojo de arroz es abundante, deja aproximadamente 8.000 kg/ha, para un índice de cosecha aparente aproximado de 50% (Pérez de Vida 2010) y rendimiento de 8.000 kg/ha. Esta cantidad de rastrojo da una mayor cobertura al suelo. La relación C/N del arroz varía según variedad pero en la mayoría de los casos es mayor a 60 (Nagarajah et al. 1989, Lee et al. 2011, Chen et al. 2014) y esto determinaría una cobertura por más tiempo e inmovilización neta de nitrógeno del

suelo (Pathak et al. 2006). Sin embargo, respecto a esto último hay estudios que demuestran que la movilización o inmovilización de nitrógeno varía con la cantidad de nitrógeno del rastrojo y difiere entre suelos inundados y los que no; en suelos inundados con moderados niveles de nitrógeno inicial se observa mineralización neta (Williams et al. 1968). Los suelos de esta investigación varían en los contenidos de agua en el tiempo ya que si llueve mucho las características del suelo hacen que quede inundado, por lo que en condiciones de campo se dan períodos de anaerobiosis y aerobiosis alternadamente. Por lo que se necesitarían estudios específicos bajo estas condiciones para ver como es la dinámica del nitrógeno durante la descomposición de ambos residuos. Para rastrojo de arroz hay un estudio de laboratorio que recrea esta condición alternada de inundación y los resultados son intermedios a las situaciones de aerobiosis y anaerobios (Acharya 1935).

Las pérdidas de nitrógeno se traducen en una menor acumulación de materia orgánica y por ende en la pérdida de carbono orgánico del suelo (Buckman y Brady 1970, García Lamothe et al. 2009, Piñeiro 2006). A su vez estas pérdidas además de suponer un deterioro en la calidad del suelo, también podría estar afectando otros compartimentos del ecosistema como la atmósfera por emisión de gases de efecto invernadero, y/o nitratos al agua. Por lo que pérdidas del stock del nitrógeno nativo del suelo tienen que ser atendidas.

Los menores contenidos de nitrógeno en las chacras que incluyeron soja en nuestro estudio, así como lo reportan otros trabajos, si los relacionamos con el balance de nutrientes hecho en este trabajo, se podría suponer que las pérdidas (que no son en grano) que se dan de nitrógeno bajo soja deberían ser bastante mayores a las reportadas aquí para arroz, que fueron de 29 kg/ha de nitrógeno. Ambos cultivos a su vez estarían tomando parte del nitrógeno nativo del suelo, como se dijo anteriormente los resultados indican que es a expensas de la materia orgánica estable, siendo en soja esto de mayor magnitud. Actualmente, tanto para el arroz como para la soja, la fertilización artificial no logra cubrir los requerimientos. El arroz no tiene una respuesta clara a la aplicación de fertilizantes y se ha observado que lo toma principalmente del suelo (Castillo et al. 2012) y a la soja no se le aplica en cantidad suficiente para no interferir con la FBN (Caride et al. 2012). Por lo que parece importante pensar en rotaciones que permitan restaurar la fertilidad del suelo y más cuando se combinan estos dos cultivos en una misma rotación, por ejemplo incluyendo pasturas, ya que hay amplia evidencia a favor de sus efectos positivos en el suelo.

Por otra parte, los resultados del balance para arroz fueron similares a los reportados por Mancassola y Casanova (2015) para Uruguay, balance negativo de 80 K/ha de nitrógeno. Para la soja nuestros valores están dentro del rango reportado por Austin et al. (2006) para la Pampa Argentina que es entre 42-126 kg/ha de nitrógeno extraído, dependiendo del rendimiento del cultivo. Sin embargo es considerablemente mayor al reportado por Mancassola y Casanova (2015), que es de 14 kg/ha de déficit de nitrógeno, diferencia debida al mayor ingreso por fertilización (29 Kg/ha) y mayor aporte por FBN (50%) que ellos utilizan en sus cálculos. Si bien no se encontraron datos sobre deposiciones atmosféricas, sería un dato independiente del cultivo y se utilizaría el mismo valor para ambos.

El NPM en el total del suelo fue menor en las CS, lo cual coincide con el trabajo de De Battista et al. (2008) para comparación de rotaciones arroz-soja y arroz-pasturas, así como con Nishida et al. (2013) para arroz-arroz vs arroz-soja, aunque aquí se observó en muy corto plazo. Nuestros resultados del NPM del total fueron bastante mayores que los reportados por otros trabajos en nuestro país, donde uno de los promedios más altos encontrados fue de 77 mg N-NH₄/kg en rotaciones con pasturas (Quinckle et al. (2010); mientras que en esta investigación el mayor promedio fue en SS con 100 cmg N-NH₄/kg. Si bien en las chacras CS el valor medio fue un 20% menor al de SS, de igual forma comparativamente sigue siendo un valor alto. Al igual que los otros nutrientes, la mayor concentración se encuentra en la MOAM y luego le sigue la fracción fina de la MOP. Cabe mencionar, que aunque sin diferencias significativas, los contenidos de NPM en las dos fracciones de la MOP fueron mayores en soja como cultivo antecesor; tal vez se deba a que estas fracciones están ligadas al aporte de los residuos recientemente incorporados, y los residuos de soja tienen más concentración de nitrógeno.

La correlación (lineal positiva y significativa) hallada entre el NPM y el carbono en todas las fracciones en los 5 primeros cm del suelo muestra cómo la materia orgánica de los distintos compartimentos influye en la disponibilidad de nitrógeno (Domínguez et al. 2009, Pegoraro et al. 2013). La correlación del NPM y carbono de las chacras CS fue más fuerte con las fracciones de la MOP, mientras que en SS la correlación fue más fuerte con la fracción más estable MOAM. Esto, sumado a que donde hubo soja el NPM de ambas fracciones de la MOP fue mayor y con menores contenidos de carbono, podría estar sugiriendo que bajo cultivo de soja estas fracciones tienen mayor labilidad, aunque luego no se vieron diferencias en stocks. Respecto a la correlación de esta variable con la textura, al igual que el nitrógeno total y el

carbono, hubo una correlación lineal estadísticamente significativa (Anexo Tabla A, B, C), lo cual demuestra la importancia de usar la textura como covariable. Para carbono y nitrógeno de la materia orgánica esta correlación ya ha habido sido ampliamente documentados (Buckman y Brady 1970, Hevia et al. 2003, Galantini et al. 2004, Suñer y Galantini 2015).

El fósforo disponible en todas las fracciones y en el total fue siempre mayor en las chacras CS, siendo el valor del suelo sin fraccionar (total) el doble respecto a las SS. Las chacras que no incluyeron soja presentaron valores que se corresponden con los reportados en un trabajo realizado en planicies del noreste y este de Uruguay, con muestras tomadas previo a la siembra de arroz (Hernández 2008). Hay estudios que demuestran que la inundación y secado del suelo hacen que el fósforo quede menos disponible debido a la alta reactividad de los óxidos de hierro (Hernández 2008) y esto luego se refleja en los análisis de suelo con valores menores a los iniciales (previo a la inundación) (Ferrando et al. 2002). Si bien este sería el caso de las chacras que plantaron arroz, hay que destacar que ambos sistemas (CS y SS) luego de la cosecha estuvieron sometidos a periodos de anegamiento y secado. Por lo que los resultados parecen indicar que los mayores valores de fósforo en las chacras CS se deben al efecto de este nuevo cultivo en la rotación y/o su fertilización, situación esta última también planteada por De Battista et al. (2008) en sus resultados. Esto a su vez es apoyado por los resultados obtenidos del balance, donde para arroz el balance fue negativo y para soja positivo. Aunque Suñer y Galantini (2015) plantean que realizar fósforo Bray en las fracciones tal vez no es lo más indicado, ya que al lavar la muestra para fraccionar se podría perder parte de este fósforo (Suñer y Galantini 2015), en esta investigación ésta subestimación se estaría realizando en todas las muestras por igual y sistemáticamente. El patrón de distribución del fósforo en las distintas fracciones se correspondió con los otros parámetros (Nitrógeno, NPM y carbono orgánico).

Las diferencias encontradas a nivel de suelo en fósforo también podrían ser en parte explicadas por la dinámica posterior del rastrojo. La baja relación C/N del rastrojo de soja hace que tenga una tasa mayor de descomposición y de liberación de nutrientes (Janzen and Kucey, 1988; Douglas and Rickman, 1992 en Kumar 2000). Sharpley y Smith (1989) en estudios de laboratorio encontraron que la mineralización de los residuos aumentaba el fósforo disponible Bray, siendo en superficie mayor que incorporado. Por lo tanto además de la fertilización, este podría ser otro mecanismo que explique los mayores contenidos en las chacras CS. Los rastrojos

de los cultivos son fuente de nutrientes posiblemente útiles para próximos cultivos, pero a la vez pueden ser fuente de contaminación para aguas superficiales asociadas cuando se pierden. Para el caso del fósforo, la llegada a los cursos de agua se da principalmente por erosión y/o escurrimiento superficial debido a la baja movilidad (Sharpley y Smith 1989). La mayor concentración de fósforo disponible en suelo de las chacras que tuvieron soja los vuelve más vulnerables a contaminar cursos de agua ante eventos de precipitación, más aún por el poco rastrojo que deja. Si bien los suelos de nuestro estudio son planos, son tierras que ante grandes lluvias se inundan, y allí probablemente sea el momento donde se pueda dar mayor exportación de nutrientes comparado con zonas de pendiente donde predominaría la erosión. Tal como lo mencionan otros investigadores, es importante sembrar algún cultivo de cobertura en las chacras que quedan con rastrojo de soja, aprovechando la residualidad de algunos nutrientes (García Lamothe et al. 2009).

En cuanto a la relación del fósforo disponible y la textura, los resultados concuerdan con los de Suñer y Galantini (2015), donde no encontraron correlación lineal positiva en este fósforo aunque sí con otras formas del mismo. Por lo tanto el uso de la textura como covariable en los análisis de fósforo disponible no sería necesario.

Respecto a las relaciones realizadas, la distribución porcentual del carbono en las distintas fracciones respecto al total en ambas rotaciones es acorde a lo que reportan la mayoría de los trabajos en nuestro país, donde la mayor parte se encuentra en la MOAM, con valores mayores al 70 % (Morón y Sawchik 2002, Terra et al. 2006b, Salvo et al. 2014), y esto a su vez también es explicado por los mayores contenidos de limo y arcilla (Buschiazzo et al. 2001, Hevia et al. 2003, Galantini et al. 2004, Duval et al. 2013). En los suelos de este estudio se da la particularidad que la proporción de MOP-C/COT es de un 30%, a diferencia de otros trabajos de nuestro país donde ronda entre 10-20% de MOP (Morón y Sawchik 2002, Salvo et al. 2010). Estas diferencias pueden ser atribuidas a la condición de anaerobiosis que sufren estos suelos bajo inundación, lo que provoca una menor tasa de descomposición (Ponnamperuma 1972; do Nascimento et al. 2009). En la MOAM fue donde se observó cierta tendencia del carbono a disminuir en las chacras CS, pero en función de los contenidos de COT (MOAM-C/COT) no se reflejan estas diferencias, porque así como disminuyó el carbono de la MOAM, también lo hizo el total, por lo que se mantiene la proporción (Toledo et al. 2013). Para hacer una correcta interpretación de este índice es importante tener en cuenta que se pueden

tener valores iguales de la relación, pero que responden a contenidos muy distintos (por ejemplo: 8/16 y 2/4). Seguimientos en el tiempo de esta relación o contra valores de referencia permitirían hacer mejores interpretaciones.

El índice NPM/Nt, nos dice qué proporción del nitrógeno total está disponible o mineralizable y es usado como indicador de distintos manejos del suelo (Toledo et al. 2013). En este estudio no mostró diferencias entre rotaciones; esto coincide con el trabajo de Toledo et al. (2013), donde le es sensible para comparar un suelo sin disturbar y uno cultivado, pero no entre dos cultivados, y es porque el nitrógeno total y el NPM variaron proporcionalmente. En este trabajo la relación NPM/Nt del suelo sin fraccionar expresada en porcentaje fue 3%, valor que coincide con los resultados de un estudio de rotaciones con pasturas bajo siembra directa en Uruguay (Quincke et al. 2010), mientras que bajo cultivo continuo les da 1,4%; por lo tanto parecería que la disponibilidad en términos comparativos es buena. A nivel de las fracciones de MOP tampoco se observaron diferencias significativas entre chacras CS y SS con este índice.

La relación que sí mostró diferencias significativas entre cultivos antecesores es la del nitrógeno de cada fracción respecto al total, en particular MOP-Nt53/Nt (CS 19% y SS 13%) y MOAM-Nt/Nt (CS 70% y SS 78%) (Tabla 10). Lo que muestra una distribución del nitrógeno diferente: en la rotación CS hay una mayor proporción de nitrógeno en las fracciones más lábiles lo cual podría promover una mayor descomposición. Aunque, como se dijo anteriormente se observó mayores contenidos en NPM en CS en estas fracciones pero sin diferencias estadísticamente significativas. Por el contrario, en la MOAM si bien hay más nitrógeno en las chacras SS, aquí la descomposición se encuentra más limitada por la protección que tiene esta fracción al ataque microbiano.

En cuanto a la relación C/N, es una relación que la agricultura ha tendido a cambiar (Wander 2004); según Buckman y Brady (1970) los suelos cultivados rondan en promedio entre 8 a 15, aunque los valores para climas templados húmedos varían entre 10 y 12. Los valores en este trabajo fueron entre 8 para SS y 9 CS. En la carta de reconocimiento de suelos del Uruguay (Altamirano et al. 1976) los valores para esta zona y este tipo de suelo son mayores, y rondan entre 11 y 15. Cabe destacar que estos valores registrados corresponden a situaciones en su mayoría en suelos en condiciones naturales y a mayor profundidad, mientras que los suelos de esta investigación tienen aproximadamente 40 años de producción y son en superficie (0-5cm profundidad), por lo que tal vez éstas sean algunas de las razones de los valores más bajos.

Por último, la inclusión de soja en la rotación no generó cambios a nivel del pH, esto podría estar dado por lo reciente que es este cultivo en la rotación (primer o segundo años de soja en la historia de la chacra), sumado a que las características texturales de estos suelos dan un buen poder de amortiguación (Buckman y Brady 1970, Garcia y Garcia 2013). De igual forma habría que seguir este parámetro en el tiempo, ya que otras investigaciones han reportado cambios de pH por inclusión de soja cuando la misma aumenta su frecuencia en la rotación.

CAPÍTULO 3: Agricultura y calidad de agua

3.1 Introducción

La "agriculturización" (Paruelo et al. 2006, Charvay 2007), junto al crecimiento poblacional e industrial han impactado negativamente sobre la calidad de los ecosistemas acuáticos (Vitousek 1997, Peters y Meybeck 2000, Achkar et al. 2012). La agricultura es una fuente difusa o no localizada de contaminantes que pueden afectar la calidad de los cursos de agua superficial especialmente con sedimentos, nutrientes y fitosanitarios. El ingreso de estos contaminantes a cursos de agua puede ocurrir por escorrentía superficial y/o subsuperficial, erosión e infiltración. Estos procesos de transporte favorecen su distribución hacia zonas distantes del punto de origen, lo que se potencia durante eventos de alta precipitación (Carpenter et al. 1998, Franzluebbers 2008, Oleaga et al. 2008).

Los contaminantes derivados de las actividades agrícolas (sedimentos, nutrientes y fitosanitarios) pueden afectar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, desde reducción de la transparencia del agua hasta cambios en la abundancia y composición de especies, lo cual altera la provisión de servicios ecosistémicos intermedios. Y por lo tanto limita la obtención de servicios finales como: valor estético del lugar, pesca y calidad de agua, así como beneficios directos: recreación, agua para energía hidroeléctrica, riego y consumo entre otros (Sharpley 2010, Keeler et al. 2012).

Alrededor del 20% de los nutrientes que ingresan a los agroecosistemas por fertilización son exportados del sistema de producción hacia cursos de agua (de la Fuente y Suárez 2008, Oesterheld 2008) y pueden generar procesos de eutrofización (Ongley 1997, Carpenter et al. 1998, Verhoeven et al. 2006, Kruk et al. 2013). La eutrofización es un proceso donde la productividad biológica de cuerpos de aguas superficiales se ve aumentada por un enriquecimiento de nutrientes. Si bien este es un proceso natural, las diferentes actividades humanas y principalmente las actividades agrícolas aceleran sustancialmente este proceso (Carpenter et al. 1998, Nijboer y Verdonschot 2004). Esta mayor productividad primaria es generalmente debida al incremento de fósforo, por ser el nutriente limitante para la fotosíntesis (Sharpley 1995, 2010, Correll 1998, Sharpley y Wang 2014). La eutrofización genera importantes cambios en los flujos de materia y energía de los ecosistemas acuáticos que pueden conducir a alteraciones en la trama trófica (Carpenter et al. 1998, Nijboer y

Verdonschot 2004). Uruguay no escapa a esta problemática, varias cuencas se encuentran eutrofizadas (Conde y Sommaruga 1999) y esto ha sido asociado en gran parte a la actividad agropecuaria (DINAMA 2011, Manta et al. 2015).

En Uruguay el arroz es uno de los principales productos de exportación y la forma de producción por inundación hace al cultivo altamente dependiente de la cantidad y calidad de las fuentes de agua, utilizando en promedio 12.500 m³/ha de agua (Pittelkow et al. 2016). Por otra parte, la inundación y posterior drenaje de las chacras genera a nivel del suelo cambios de pH así como una alternancia de condiciones anaeróbicas y aeróbicas que alteran la disponibilidad de nutrientes. En relación al fósforo, condiciones reductoras favorecen la liberación desde complejos formados con iones de hierro así como la mineralización de formas orgánicas de fósforo, y aumentos de pH en suelos ácidos también incrementan su disponibilidad (Ponnamperuma 1972, Panario y Gutiérrez 1995). La disminución del potencial redox, por la falta de oxígeno consecuencia de la inundación, favorece la reducción del NO₃ liberando N₂ y N₂O, y parte del nitrato se puede perder por lixiviación (Irisarri et al. 2008). Por otra parte el N amonioacal (NH₄) producto de la mineralización de la materia orgánica es la fuente más importante de nitrógeno para este cultivo, siendo el pico más alto de contenido de NH₄ a las dos semanas de inundado, y luego decrece hasta valores muy bajos a las ocho semanas (Panario y Gutierrez 1995). Estudios con técnicas isotópicas en Uruguay han concluido que efectivamente la mayor parte del nitrógeno proviene del suelo (Castillo et al. 2011), por lo tanto la producción de arroz puede constituir una fuente de nutrientes que altera la calidad de los cursos de agua asociados.

Si bien se ha mejorado la eficiencia en el uso del agua de este cultivo en Uruguay, las pérdidas por evaporación, infiltración y percolación son inevitables (Pittelkow et al. 2016). En países como Japón y Corea se han implementado sistema de riego cíclico, los cuales consisten básicamente en reutilizar parte del agua de los drenajes dentro del propio sistema, reduciendo el consumo de agua y fertilizantes, así como la carga de contaminantes que drenan hacia cursos de agua (Feng et al. 2004, Hama et al. 2010). Sin embargo como el agua de riego debe cumplir ciertos estándares, generalmente dentro del sistema se deben generar sistemas que diluyan las concentraciones en el agua que se va a reutilizar (Hama et al. 2010). En Uruguay este tipo de sistema no existe, por lo que el monitoreo de la calidad del agua de las chacras es fundamental. Si bien hay normativa respecto a la calidad del agua de riego en función de algunos parámetros,

no existe normativa respecto a calidad a nivel de las salidas de agua de las chacras. Conocer la calidad del agua cuando sale de las chacras permitiría inferir sobre posibles impactos sobre fuentes naturales de agua y a la vez evaluar las posibilidades de reutilización como fertirriego, reduciendo el uso de fertilizantes.

En este trabajo se analizó la calidad del agua empleada para riego así como a la salida de los canales, a los efectos de evaluar potenciales cambios debidos a la inclusión de la soja en la rotación arroz-pasturas. Para ello se seleccionaron un conjunto de parámetros que pueden ser influenciados por las actividades agrícolas y que tienen efectos directos sobre la calidad del agua. Este abordaje ha sido empleado en varios estudios para evaluar el impacto de las actividades agrícolas (Feng et al. 2004, Hama et al. 2010, Perdomo y Barreto 2012).

3.2 Materiales y métodos

Para evaluar la calidad del agua se trabajó a escala de chacra, sobre los canales de entrada y salida de agua de las mismas. La totalidad de las chacras muestreadas (23) se hallaban bajo cultivo de arroz, de las cuales 13 tuvieron soja como cultivo antecesor (CS) y se corresponden con las chacras CS que fueron empleadas para el análisis de suelos. En el caso de chacras SS sólo 5 coinciden con las incluidas en el estudio a nivel de suelo, dado que las restantes no estaban en producción de arroz y fueron incluidas otras chacras que cumplían con los mismos requisitos que las previamente seleccionadas. En cada chacra fueron colectadas muestras de agua en dos momentos del cultivo: al inicio del riego y al finalizar el mismo. Se denominará a cada momento: M1 y M2 respectivamente.

La colecta de agua fue por duplicado y a nivel sub-superficial. Se preservaron en botellas plásticas a 4°C para su posterior análisis de laboratorio. Las determinaciones que se realizaron fueron: a) alcalinidad total por el método de titulación con ácido sulfúrico y se expresó en mg CaCO₃/L; b) sólidos totales suspendidos (STS) y materia orgánica suspendida, que se obtuvieron por el método de pérdida de peso por ignición a 110°C y 500 °C de filtros GF/C de 0,45 µm previamente calcinado y se expresaron en mg/L en función del volumen de muestra filtrado (APHA, 1995); c) fósforo total (Pt) por el método de Valderrama (1981), el que consiste en la oxidación de los compuestos fosforados en medio ácido y calor a orto fosfato y su cuantificación colorimétrica mediante espectrofotómetro según Murphy y Riley (1962); d) nitratos (NO₃-N) con el método colorimétrico de Müller y Weidemann (1955); el principio de

este método consiste en la reacción del nitrato en presencia de salicilato de sodio a partir de lo cual se obtiene un compuesto de sustitución (p-nitro salicilato) de color amarillo, y se mide con espectrofotómetro.

El agua que riega los cultivos de arroz debe cumplir con en el Decreto 253/79 - Aguas de clase 3-, ya que entran en la siguiente definición: “Aguas destinadas a la preservación de los peces en general y de otros integrantes de la flora y fauna hídrica, o también **aguas destinadas al riego de cultivos cuyo producto no se consume en forma natural** o en aquellos casos que siendo consumidos en forma natural se apliquen sistemas de riego que no provocan el mojado del producto”. Para fósforo total el máximo aceptado es 0,025 mg/L y nitratos 10 mg/L (Decreto 253/79, PE). El resto de los parámetros aquí evaluados no están contemplados para esta clase 3.

3.3 Análisis estadístico

Se realizaron las siguientes comparaciones con cada una de las variables:

a) comparación de las entradas y salidas de agua de todas las chacras del primer momento de muestreo (M1). En este caso las entradas y salidas son dependientes, se utilizó el test paramétrico de Student (T- test) para muestras relacionadas cuando se cumplía con el supuesto de homogeneidad de varianza (Test de Leven). En caso contrario, se utilizó el test no paramétrico de Wilcoxon que es el equivalente al test de Student (Guisande González 2006).

b) comparación a nivel de las salidas de agua de las chacras en los dos momentos de muestreo, M1 versus M2. En el análisis se procedió igual que en el ítem anterior, los datos de salidas son dependientes.

c) comparación a nivel de las salidas de agua de las chacras según cultivo antecesor: CS y SS en los dos momentos (M1 y M2) por separado. Previo a este análisis, se verificó si había diferencias significativas en el agua de entrada cuando los datos se agrupaban de esta forma, porque tal vez diferencias que se observaban en la salida estaban dadas por que ya el agua que ingresaba a la chacra era de diferente calidad – en caso afirmativo sería una cuestión de azar. Se utilizó el test de Student (T- Test) para muestras independientes, verificando primero los supuestos de normalidad (test de Shapiro) y homogeneidad de varianza (test de Levene)

(Spiegel 1997), en caso de esto no cumplirse, se probaron las siguientes transformaciones: LogX , $\text{LogX}+1$, $1/x$ (García-Berthou et al. 2009). Si con las transformaciones se seguía incumpliendo con los supuestos, entonces se utilizó el test no paramétrico de Mann Whitney U Test (Guisande González 2006).

Se utilizó la transformación LogX para la comparación según rotación en las salidas del M1 y M2 para fósforo total, y en M2 para los sólidos totales suspendidos. Se utilizó la transformación $\text{LogX}+1$ también para la comparación según cultivo antecesor en las salidas de M2 para materia orgánica suspendida.

En todos los análisis se utilizó el paquete estadístico STATISTICA 7.0 con un nivel de confianza del 95%.

3.4 Resultados

Los valores de alcalinidad de las fuentes de agua para riego en chacras CS y SS (entradas) oscilaron entre 23,0 y 64,0 mgCaCO_3/L y 47,0 y 76,0 mgCaCO_3/L respectivamente y, no mostraron diferencias significativas (T-Test $p=0,09$, Figura 4a). Así como tampoco a nivel de las salidas de las chacras discriminadas por el cultivo antecesor y momento de muestreo (Test Mann Whitney en M1 $p=0,19$ y M2 $p=0,50$; Figuras 4b y 4c, respectivamente). Por otra parte, la alcalinidad tampoco mostró diferencias significativas entre entradas y salidas (sin discriminar cultivo) en M1 (Wilcoxon $p=0,37$, Figura 4d), ni en las salidas de las chacras en ambos momentos (M1 versus M2 T-Test $p=0,85$; Figuras 4e).

Las concentraciones de sólidos totales en suspensión a nivel de las entradas de agua agrupadas según cultivo antecesor presentaron diferencias significativas (T-Test $p=0,03$), siendo las chacras CS las que tuvieron mayores ingresos de sólidos totales suspendidos (Figura 5a). Sin embargo, estas diferencias no se reflejan a nivel de las salidas cuando consideramos cultivo antecesor (CS versus SS en M1 T-Test $p=0,20$ y M2 T-Test $p=0,62$; Figuras 5b y 5c, respectivamente). Por otra parte, cuando se comparan las entradas y salidas sin discriminar cultivo antecesor en M1, no se encuentran diferencias significativas (T-Test $p=0,06$, Figura 5d). Así como tampoco se observaron diferencias a nivel de las salidas según los momentos (M1

versus M2 T-Test $p=0,12$; Figura 5e); aunque sí cierta tendencia, siendo el M1 el que presenta el mayor valor promedio 17,97 mg/L.

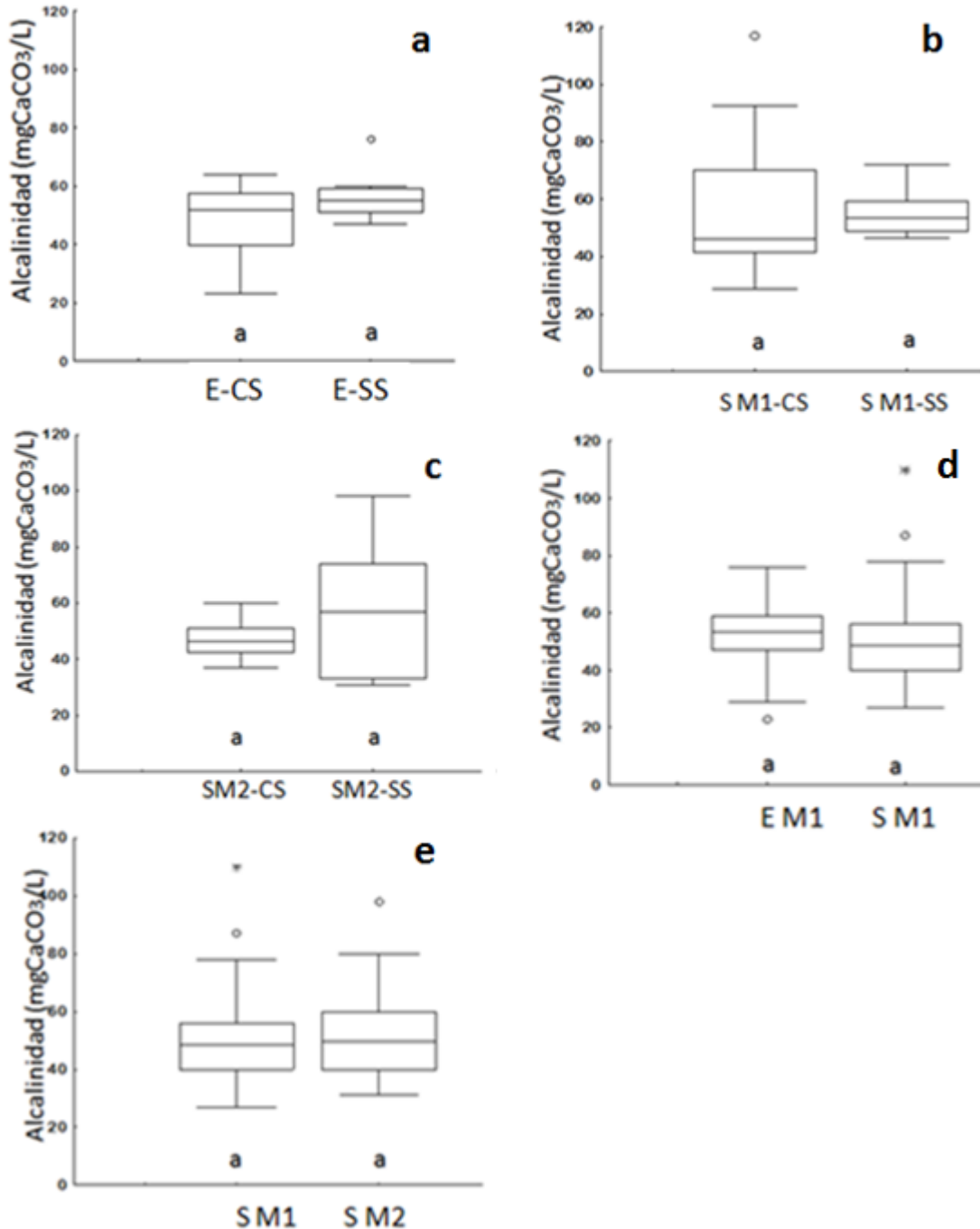


Figura 4. Variación de la concentración de alcalinidad en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p<0,05$.

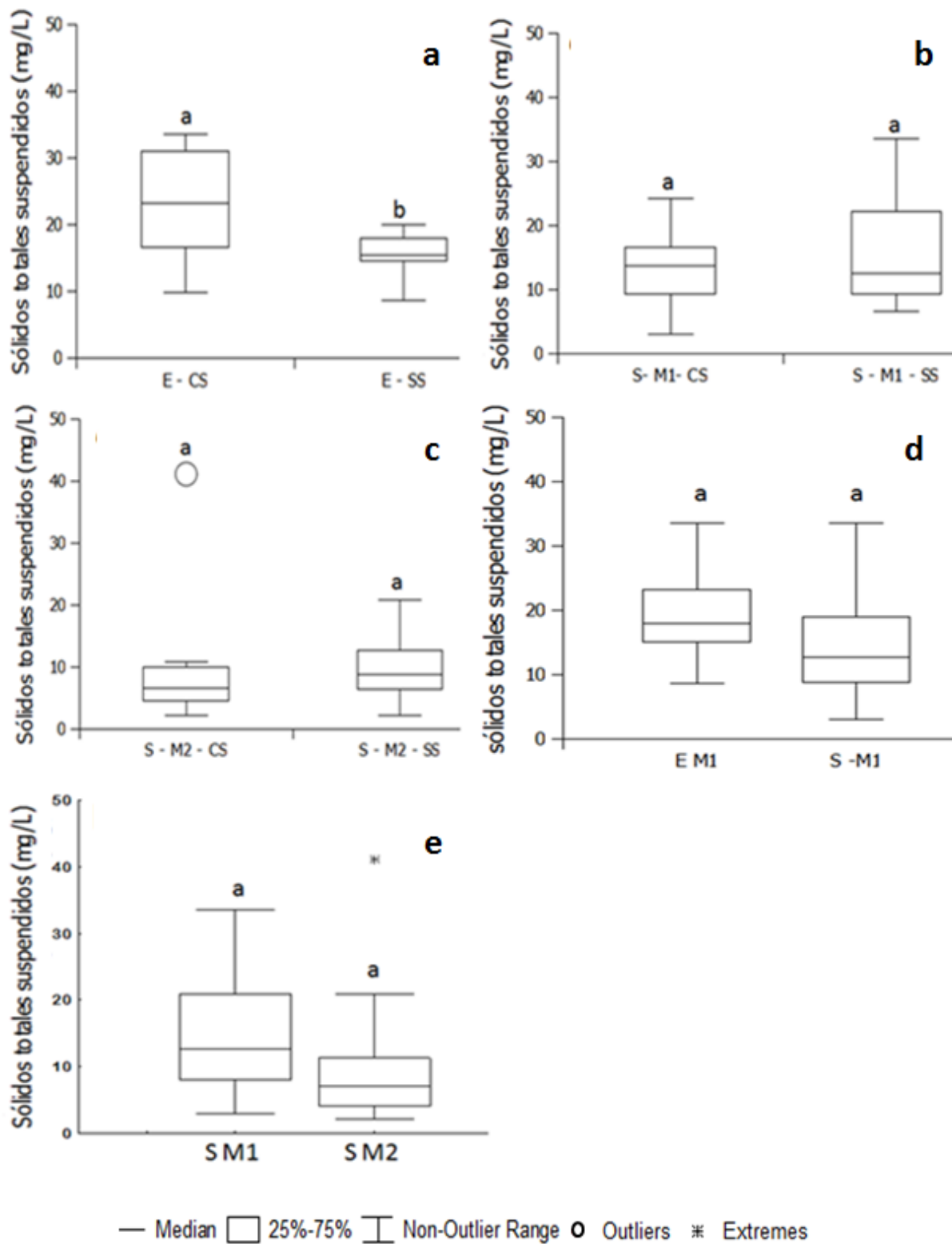


Figura 5. Variación de la concentración de sólidos totales suspendidos en entrada y salida de

agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

No se observaron diferencias significativas en las concentraciones de la materia orgánica suspendida a nivel de las entradas de agua agrupadas según cultivo antecesor (T-Test- $p = 0,06$, Figura 6a); y al analizar las salidas tampoco hubieron diferencias significativas según cultivo antecesor (CS versus SS en M1 T-Test $p = 0,34$ y en M2 $p = 0,80$; Figuras 6b y 6c, respectivamente). El agua de entrada sin discriminar cultivo antecesor tampoco presentó diferencias significativas con las salidas en M1 (T-Test $p = 0,20$, Figura 6d); sin embargo, al comparar las salidas entre momentos sí se encontraron diferencias significativas (M1 versus M2, Wilcoxon $p = 0,005$; Figura 6e), observándose una disminución de las concentraciones entre M1 y M2. Por su parte la materia orgánica en suspensión, en la entrada de las chacras constituyó el 24,50% de los STS, en la salida del M1 el 32,27% y en la salida del M2 el 33,40% (porcentaje para el total de las chacras sin discriminar cultivo antecesor).

El análisis comparativo de fósforo total de las entradas de agua agrupadas según el cultivo antecesor mostró que no hay diferencias significativas, (T-Test $p = 0,44$, Figura 7a). A su vez a nivel de las salidas según CS y SS: en M1 no hay diferencias significativas (T-Test $p = 0,13$; Figura 7b), aunque sí se observa cierta tendencia a valores mayores en las chacras CS. La misma comparación en el M2 no mostró diferencias significativas (T-Test $p = 0,34$, Figura 7c). La comparación entre entradas y salidas en M1 sin discriminar cultivo mostró diferencias significativas (T - Test $p = 0,02$, Figura 7d), siendo la concentración promedio de fósforo en la entrada 132,56 $\mu\text{g/L}$ y en la salida 209,28 $\mu\text{g/L}$ (Tabla 13). Entre las salidas de ambos momentos hay diferencias significativas (M1 versus M2 T - Test $p = 0,03$, Figura 7e), siendo los valores promedios de M1 209,28 $\mu\text{g/L}$ y de M2 126,32 $\mu\text{g/L}$, lo cual representa una reducción de fósforo del 40% hacia el final del ciclo (Tabla 13). Por otra parte, se realizó un análisis de correlación lineal entre sólidos totales suspendidos y fósforo total y la misma dio que no hay correlación $R^2 = 0,0074$ y $p > 0,05$.

Las concentración de nitratos según cultivo antecesor no mostraron diferencias significativas en las entradas de agua (T-Test $p = 0,95$, Figura 8a) ni en las salidas en sus dos

momentos (M1 T – Test $p= 0,90$ y M2 $p= 0,65$; Figuras 8b y 8c). Tampoco se hallaron diferencias significativas a nivel de nitratos en la comparación entre entradas y salidas sin discriminar cultivo antecesor en M1 (Wilcoxon $p=0,18$; Figura 8d), aunque se observa cierta tendencia a que las concentraciones en las salidas sean mayores a las entradas. El valor promedio de entrada fue de $138,8 \mu\text{g/L}$ de N-NO₃ con un máximo de $237,00 \mu\text{g/L}$, mientras que en las salidas el promedio fue $160,57 \mu\text{g/L}$ con un máximo de $267,5 \mu\text{g/L}$ (Tabla 13). Los resultados de las salidas comparando los dos momentos (M1 versus M2) mostraron diferencias significativas (Wilcoxon $p= 3,02 \times 10^{-4}$, Figura 8e). Las salidas del M1 tuvieron un promedio de $160,57 \mu\text{g/L}$, mientras que el valor de las salidas en el M2 fue de $88,38 \mu\text{g/L}$ (Figura 8c), la reducción en promedio fue de 44% hacia el final del ciclo.

Tabla 13. Estadísticos descriptivos de fósforo total y nitratos en entradas y salidas de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo.

	Fósforo total ($\mu\text{g/L}$)			Nitratos ($\mu\text{g/L en N}$)		
	E - M1	S - M1	S - M2	E - M1	S - M1	S - M2
Media	132,56	209,28	126,32	138,81	160,57	88,38
Mediana	113,00	168,63	104,00	132,50	155,00	85,00
Des. Est.	65,66	131,89	90,00	35,95	56,52	18,96
Rango	253,00	494,00	318,00	145,00	190,00	75,00
Mínimo	32,00	76,00	42,00	92,50	77,50	55,00
Máximo	285,00	570,00	360,00	237,50	267,50	130,00
n	21	20	19	21	22	20
C.V (%)	49,54	63,02	71,25	25,90	35,20	21,45

E: entrada de agua, S: salida de agua. M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. Des. Est.: desvío estándar, n: número de muestras, C.V: coeficiente de variación.

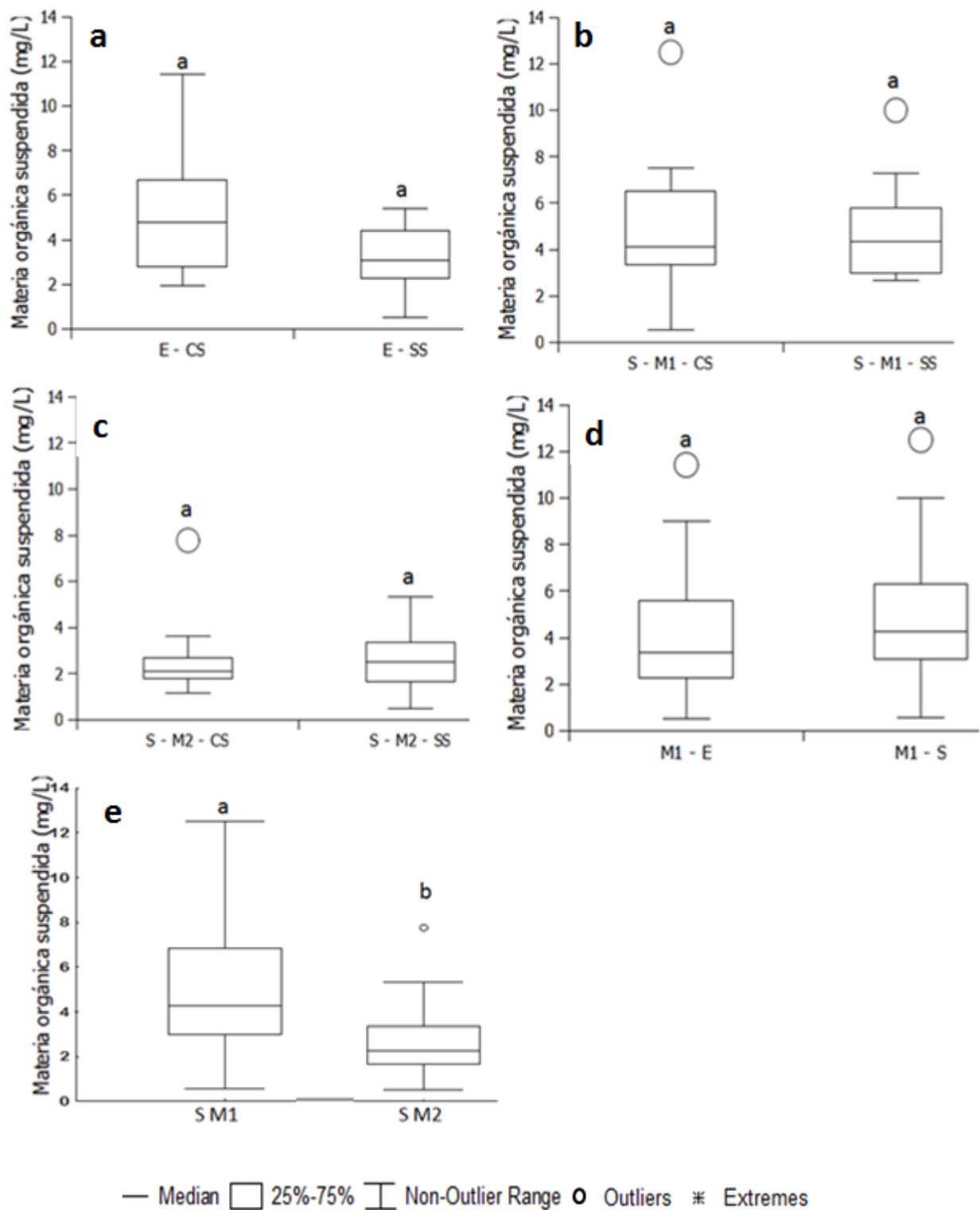


Figura 6. Variación de la concentración de materia orgánica suspendida en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

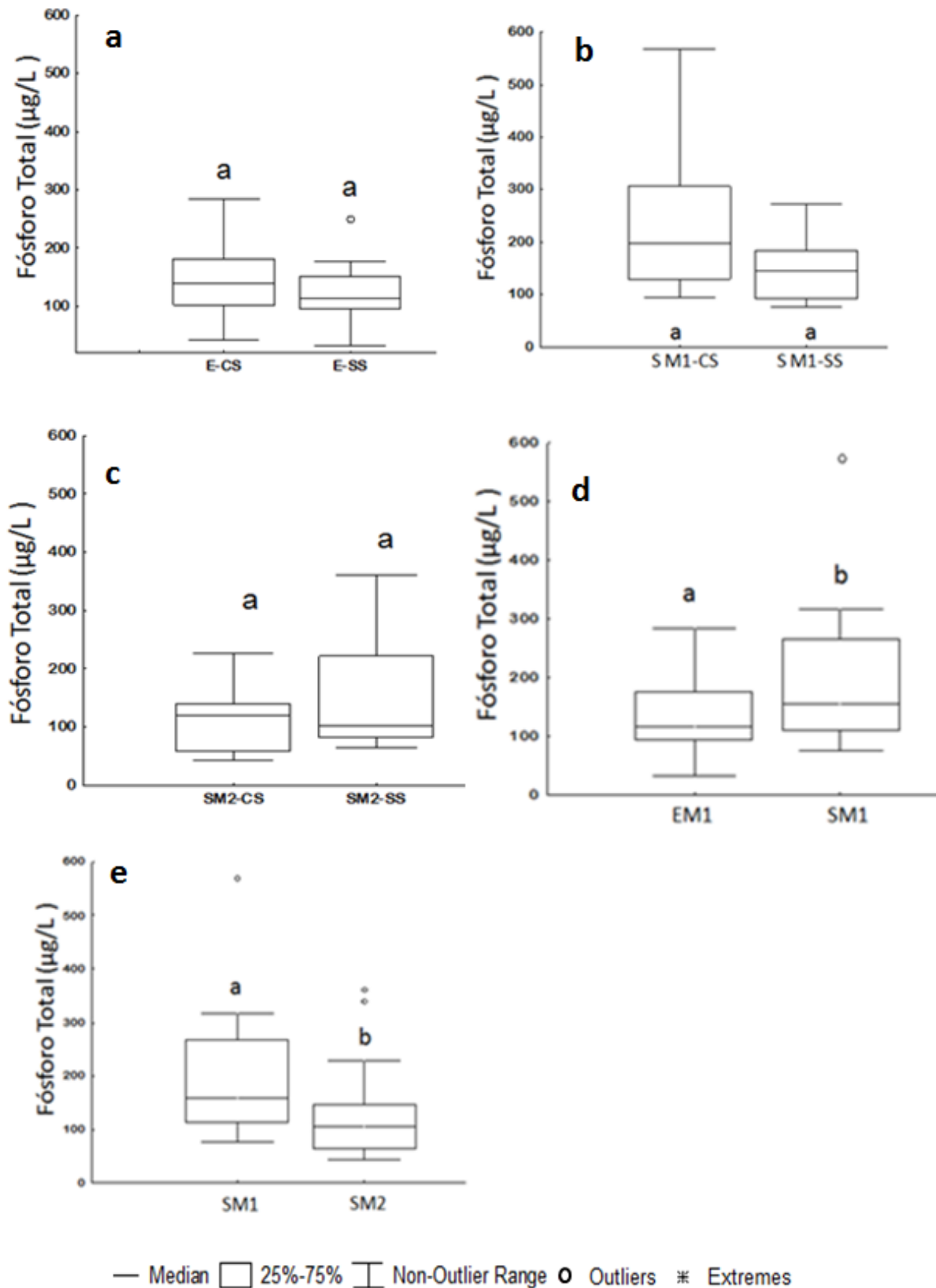


Figura 7. Variación de la concentración de fósforo total en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo

antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

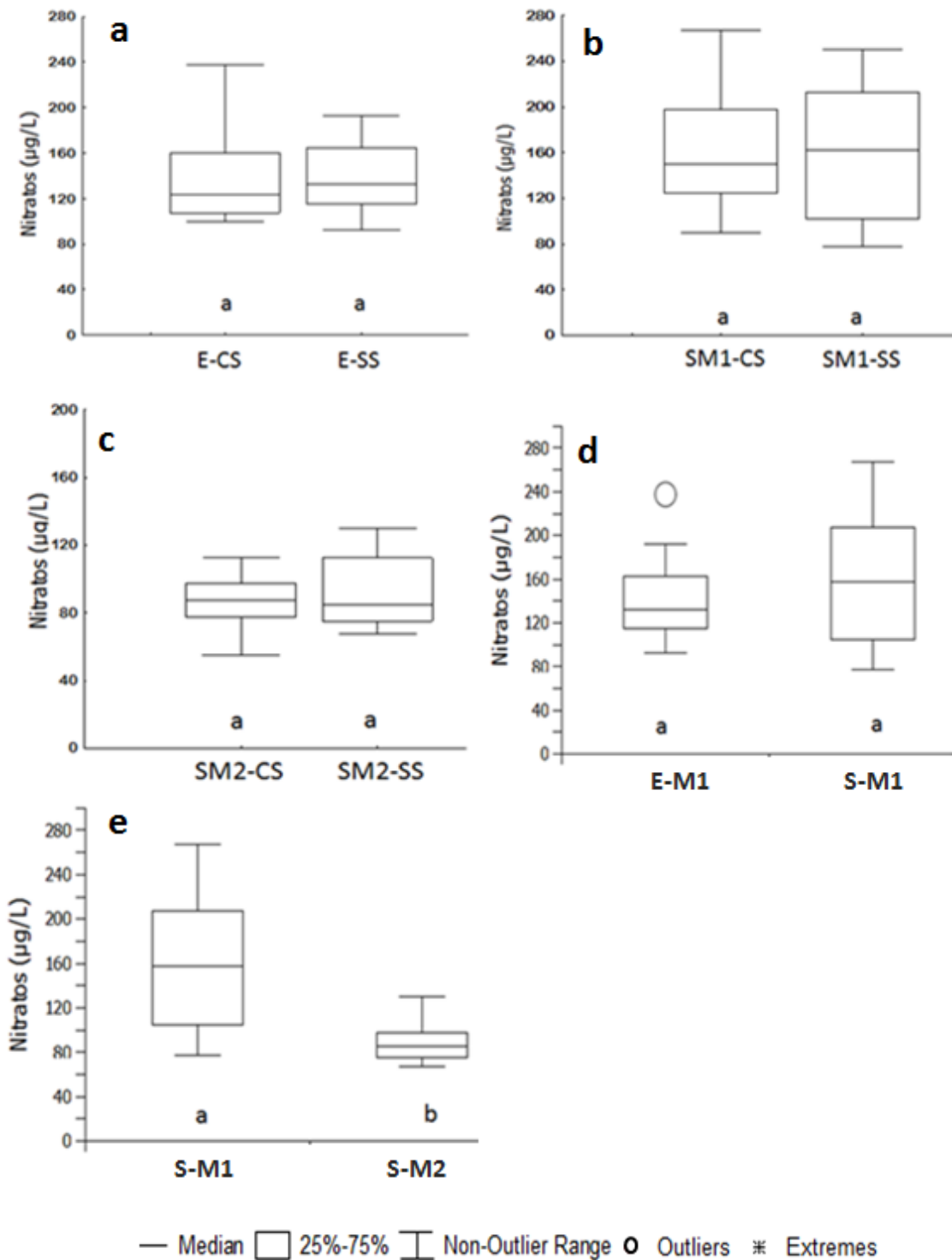


Figura 8. Variación de la concentración de nitratos en entrada y salida de agua de chacras bajo cultivo de arroz en distintos momentos del cultivo. E: entrada de agua, S: salida de agua (drenaje); M1: llenado de chacra agua; M2: finalización del riego. CS: chacras con cultivo antecesor soja. SS: chacras sin cultivo de soja antecesor. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas, $p < 0,05$.

3.5 Discusión

Los resultados mostraron que cuando la soja es antecesor al cultivo de arroz, los niveles de fósforo total en agua tienden a aumentar. Mientras que el resto de los parámetros no mostraron diferencias ni tendencias respecto al cultivo antecesor. Otro resultado destacable es que la calidad del agua de entrada a las chacras se encuentra comprometida debido a las altas cargas de fósforo, lo cual junto a la fertilización hace que los niveles de concentración a las salidas de las chacras al inicio del cultivo aumenten, para luego hacia el final del cultivo disminuir, patrón observado en fósforo total y nitratos. El momento de inundación hace a este agroecosistema “filtro” de sólidos suspendidos que vienen en el agua.

El fósforo total registró valores siempre superiores a lo que establece la normativa (Figura 7, Tabla 13), donde actualmente rige un máximo valor de 25,00 µg/L. El mínimo valor encontrado en las entradas de agua fue de 32,0 µg/L y el máximo de 285,0 µg/L. En caso de que la normativa cambie al límite de 100,00 µg/L (criterio actualmente en discusión), solamente 6 entradas de las 20 evaluadas estarían por debajo de este valor. Los valores encontrados en nuestro estudio a nivel de entrada coinciden con los reportados por Perdomo y Barreto (2012) para la zona Este. Debe tenerse presente que en aguas de represas y embalses debido a que se hallan en estado estacionario, el enriquecimiento con fósforo genera un mayor riesgo de eutrofización.

Las mayores concentraciones de fósforo total en las salidas de las chacras respecto a las entradas en el primer momento de muestreo, podrían ser explicadas por la aplicación de fósforo soluble a la siembra y las condiciones de inundación (anaerobiosis) que promueven el aumento del fósforo disponible (Feng et al. 2004, Perdomo y Barreto 2012). Por otra parte, la reducción de los niveles en las salidas en el M2 pueden ser debidas a que al finalizar el cultivo la fertilización quedó lejos en el tiempo y el cultivo absorbió lo que necesitaba, lo cual concuerda con otros trabajos (Jae-Young et al. 2002, Feng et al. 2004).

Si bien no existe normativa respecto a la calidad de las salidas de agua a nivel de chacra, sí existe a nivel de las descargas de los canales principales que desembocan en cursos de agua naturales. En tal sentido la norma establece que la clase de agua luego de la descarga no debe cambiar respecto a aguas arriba. De igual forma, muchas veces el agua que sale de las chacras

se utiliza para riego de otras, por lo que en ese caso sí debe cumplir con los estándares de agua de Clase 3 al igual que las entradas. Si el límite fuera 100,00 µg/L, para el primer momento de muestreo 16 de las 19 salidas de agua de las chacras estarían sobrepasando este límite, y en el segundo momento 10 de 19 chacras. Por lo tanto, el nivel de fósforo que está aportando este sistema de producción merece particular atención, ya que excesos de este nutriente en aguas naturales generalmente promueve la productividad primaria por ser el ser el nutriente limitante (Sharpley y Wang 2014). Desde el punto de vista de la calidad de fuentes de agua para distintos usos de agua, esto es un gran riesgo.

Las chacras que tuvieron soja como cultivo antecesor presentaron tendencias a mayores contenidos de fósforo total en las salidas de agua. Este patrón coincide con que las chacras que incluyeron soja a nivel de suelo tuvieron en promedio el doble de fósforo disponible respecto a las chacras que no incluyeron este cultivo (Capítulo 2). La relación positiva entre fósforo en el suelo y concentración de fósforo en el agua de escorrentía ya ha sido evidenciado (Daniel et al. 1994, Pote et al. 1996, 1999).

Respecto a los contenidos de nitrato, la situación es diferente al fósforo total. Por un lado en ningún momento se hallaron valores por fuera de lo que establece la normativa de nuestro país; el valor máximo registrado fue de 0,267 mg/L y el máximo permitido es 10,0 mg/L. Esta situación comparada con otros estudios de agua en diversas cuencas del país es similar, denotando que el nitrato generalmente no es el principal problema. Por otra parte, el nitrato es muy móvil y puede perderse por lixiviación en forma disuelta, o por denitrificación saliendo del sistema como nitrógeno gas u óxido nítrico (Randall y Mulla 2001, Perdomo y Barreto 2012). Al igual que en el caso del fósforo, los niveles de las salidas de las chacras son mayores en el momento más próximo a la fertilización (M1), observándose concentraciones aproximadamente un 15% superiores respecto a las entradas.

Al igual que el fósforo, los contenidos de nitratos en M1 son mayores a M2 (55% mayor); esto también se podría asociar a la cercanía con la fertilización, situación observada en otros trabajos (Jae-Young et al. 2002). La reducción hacia el final del ciclo (M2) es explicada por el nitrógeno que fue consumido por las plantas, así como el que se perdió por lixiviación, nitrificación-denitrificación y volatilización (Dobermann y Fairhurst 2000). Varios autores señalan que las pérdidas de nitrógeno de la fertilización son altas y pueden llegar a 60%

(Lavecchia 1991, Panario y Gutierrez 1995). Como hacia el final del ciclo las pérdidas se van reduciendo, habría que prestar mayor atención en los momentos iniciales.

El comportamiento de los sólidos totales suspendidos a diferencia de los otros nutrientes fue menor en las salidas que en las entradas, y esto puede ocurrir por sedimentación de las partículas. Luego el comportamiento es similar a los otros parámetros, disminuyendo hacia el final del ciclo (salidas de M2). Esto podría ser producto de que en ese momento (M2) el agua estuvo en reposo más tiempo, ya que se corta la entrada de agua a las chacras para luego comenzar a drenar, y mientras las lluvias no sean abundantes, no es necesario movilizar el agua de la chacra, por lo que parte de las partículas probablemente hayan sedimentado. En cambio en el M1 el agua se encontraba en movimiento, ya que se van llenado las distintas partes de las chacras, y esto puede genera una mayor resuspensión de sedimentos. Según cultivo antecesor este parámetro no mostró diferencias, y es más, si bien el agua de entrada de las chacras CS tenían mayores contenidos, esto luego no se mantuvo hacia las salidas, lo que refuerza la idea de que ocurre una sedimentación, por lo que este sistema funcionaría como un "filtro" que retiene sedimentos. Este proceso ya fue documentado en otros trabajos y es identificado como uno de los servicios ecosistémicos que brinda este tipo de agroecosistema (Yoon 2009).

En nuestro país no existe normativa respecto a cantidades de STS para agua Clase 3; sin embargo, es un parámetro de suma importancia. Si bien ciertos contenidos de sólidos totales suspendidos (STS) son propios de las fuentes de agua naturalmente, perturbaciones antrópicas como la agricultura pueden aumentar las concentraciones de los mismos (por ejemplo: erosión). Excesos de STS influyen en la cantidad de luz que penetra en la columna pudiendo afectar a los organismos acuáticos de diversas formas (salud, migración, cambio en tramas tróficas, entre otros), generar cambios en la temperatura, como deterioro de la estética del curso de agua. Por otra parte tiene efectos en la química por liberación de metales pesados y pesticidas, así como nutrientes como el fósforo (Bilotta et al. 2012). Cuando gran parte de estos sólidos son orgánicos, su descomposición puede causar una disminución del oxígeno disuelto, si la misma llega a niveles críticos pueden causar la muerte de organismos, por lo tanto los sólidos suspendidos en el agua tienen efectos a nivel químico, físico y biológico (Bilotta y Brazier 2008). En Japón existe una reglamentación donde el agua de salida de las chacras de arroz no puede tener más de 100 mg/L de STS (Feng et al. 2004), los valores de este estudio no superaron ese valor (Tabla 14, Figura 5).

La materia orgánica en suspensión es parte de los STS, y en este estudio representó entre 24,5-33,4% de los mismos. Cuanto mayor sea el contenido de materia orgánica de los sólidos totales, mayor puede ser la reducción de oxígeno que provoque debido a un mayor consumo del mismo para su descomposición, lo cual tiene efectos directos sobre los organismos aerobios (Ryan 1991, Bilotta y Brazier 2008), y en definitiva en toda la comunidad biológica del sistema.

Varios trabajos señalan una correlación positiva entre el fósforo y STS (Uusitalo et al. 2000, Jordan et al. 2005, Puustinen et al. 2005), sin embargo en la mayoría de los casos es en referencia a procesos de erosión (impacto de la lluvia), lo cual en este caso de cultivo de arroz bajo inundación, no es el mismo proceso que está ocurriendo. Por el contrario, este tipo de manejo del agua hace que disminuya la erosión de los suelos (Kang et al. 2006, Kim et al. 2006, Yoon 2009).

A su vez, los contenidos de materia orgánica asociada a los STS no parecen ser altos (máximo 33%), aunque no se encontraron trabajos de referencia para esta consideración. Por lo que los mayores contenidos de fósforo que encontramos en agua probablemente no estarían asociados a partículas de suelo, sino como se dijo anteriormente, respondan más a la fertilización (fósforo soluble) y de la liberación de fósforo bajo inundación. Para confirmar esta hipótesis se podrían hacer estudios mediante técnicas isotópicas con fertilizantes marcados con ³²P (Morel y Fardeau 1990).

En varias partes del mundo se han reportado problemas referente a variaciones en la alcalinidad en las aguas como consecuencia del uso agrícola del suelo (Siver et al. 1996, Raymond 2003); sin embargo en este estudio la alcalinidad siempre tuvo valores mínimos por encima de 20,00 mgCaCO₃/L, que es el valor definido para sostener la vida acuática (DINAMA 2011).

La cuenca arrocera del Este, ha sido identificada como uno de los principales contaminantes de la Laguna Merín (Achkar et al. 2012). Sin embargo, de la revisión bibliográfica no surgieron estudios científicos o reportes con datos de parámetros físico-químicos o biológicos respecto al deterioro de la misma. En la Laguna Merín desemboca el Río Cebollatí llevando agua del Río Olimar. Estos dos grandes ríos atraviesan la cuenca arrocera, y de estos ríos sí se cuenta con algunos análisis. En un estudio realizado por Perdomo y Barreto (2012) se constata que la calidad del agua de ambos ríos disminuye a medida que atraviesa la cuenca

arrocera, principalmente por aumento en los contenidos de fósforo. Si comparamos la mediana de fósforo total obtenidos a nivel de las salidas de agua en el primer momento de muestreo de nuestro estudio (que fue 168,63 $\mu\text{g/L}$), con los valores de la cuenca baja del Río Cebollatí, que sería el punto final de descarga de toda la cuenca arrocera, que es 105,45 $\mu\text{g/L}$ (Perdomo y Barreto 2012), vemos que el aporte es elevado. El propio río diluye las concentraciones que vienen aportadas por los canales de drenaje, sin embargo el poder de dilución dependerá de ambos caudales. Otro de los factores que incide en el proceso que desencadena el aumento de la productividad primaria en las aguas por aporte de nutrientes es la temperatura, aumentando el riesgo en época de verano, momento en que se desarrolla el cultivo de arroz.

Para poder estimar el impacto del cultivo de arroz por hectárea sobre cursos naturales, así como momentos críticos de estos aportes, se debería contar con las hectáreas del cultivo que aportan a canales de salida principales y que desembocan en cursos de ríos y arroyos. En estos canales de salida se deberían analizar los parámetros físico-químicos de interés y caudal. A nivel del curso de agua natural se deberían medir los mismos parámetros aguas arriba y abajo del drenaje. De esta forma se podría evaluar el aporte desde áreas arroceras. Lo recomendable sería realizar un monitoreo que comience previo a la fertilización de este cultivo, y luego a lo largo de la zafra, prestando atención a su vez a eventos de alta precipitación. Esto permitiría identificar los momentos de mayor aporte y riesgo según las condiciones del río o arroyo (caudal, temperatura, niveles iniciales de nutrientes).

Tal como se mencionó, existen investigaciones en otros países productores de arroz donde se han generado distintas estrategias para reducir el consumo de agua y fertilizantes, disminuyendo así el impacto sobre la calidad de agua de cursos asociados (Cho 2003, Feng et al. 2004, Takeda y Fukushima 2006, Hama et al. 2013). Sin embargo, si realizamos un cálculo a grosso modo con el total de agua que ingresa a las chacras, 12500 m^3/ha y el promedio de fósforo total en las entradas, el aporte al sistema con fósforo sería de 1,65 kg/ha y para nitrógeno medido como nitrato sería 3,3 kg/ha . Estos resultados desde el punto de vista económico para el agricultor en el costo por hectárea no supondría prácticamente diferencia, sin embargo desde el punto de vista ambiental los excesos de fósforo son un riesgo, y donde habría que prestar mayor atención es con la fertilización.

CAPÍTULO 4: Conclusiones y perspectivas

4.1 Conclusiones

De acuerdo a la bibliografía los cambios de uso y manejo agrícola recientes se manifiestan en primer instancia en las fracciones lábiles de la materia orgánica (MOP) (Six et al. 2002, Haynes 2005a, Galantini y Suñer 2008; Salvo et al. 2010), sin embargo en el presente trabajo el efecto de la inclusión de soja en la rotación arroz-pasturas se observó en la fracción estable (MOAM). Los resultados indican que las pérdidas significativas de nitrógeno así como los menores niveles de carbono de la materia orgánica estable del suelo (MOAM) se asocian a la inclusión de soja. Estos descensos de los contenidos de carbono y del nitrógeno concuerdan con estudios a nivel regional e internacional (coincidiendo en uno o en los dos parámetros) (de Battista et al. 2008, Benintende et al. 2008, Nishida 2016), aunque cabe destacar que aquí se vieron con una inclusión de soja muy reciente, y al estudiar fracciones de la materia orgánica se pudo identificar donde eran las pérdidas en nuestros sistemas. Dado que ambos cultivos, arroz y soja dan balances negativos de nutrientes, y no se logran realizar fertilizaciones que cubran este déficit, planificar rotaciones que restauren las pérdidas es fundamental.

Los cambios observados a nivel de la MOAM podrían deberse a un "efecto priming", dado tanto por la rizósfera de la soja (Cheng et al. 2003) y/o por la calidad del rastrojo de la misma (Guenet et al. 2012).

Si bien en carbono se vieron tendencias, es importante destacar que las pérdidas significativas de nitrógeno pueden limitar la formación de materia orgánica (Buckman y Brady 1975, Piñeiro et al., 2006, García Lamothe et al, 2009, Urquiaga et al. 2009), por lo que a mediano plazo podrían observarse cambios significativos a nivel de carbono. A su vez el balance de carbono realizado para una rotación de 6 años, con 2 años de soja, 2 de arroz y 2 de pasturas mostró pérdidas de carbono en el largo plazo.

Los cambios señalados a nivel de la materia orgánica impactan negativamente sobre servicios ecosistémicos intermedios relativos a los ciclos de los nutrientes. Las pérdidas de nitrógeno y carbono en el suelo en el largo plazo podrían afectar negativamente servicios finales como: control de la erosión, secuestro de carbono, retención de agua y nutrientes,

composición de gases de la atmósfera vía pérdidas gaseosas de carbono y nitrógeno, así como la calidad del agua superficial y/o subterránea principalmente por nitrógeno disuelto.

Los mayores contenidos de fósforo en las chacras que incluyeron soja, no suponen un gran riesgo de ser exportados por erosión y/o por escorrentía superficial o subsuperficial hacia cursos de agua asociados en los suelos de nuestro estudio por ser planos. Sin embargo, si podría serlo cuando se dan momentos de inundación; ya sea bajo el cultivo de arroz posterior o ante eventos climáticos que generen estas condiciones. La llegada de fósforo a cursos de agua aumenta el riesgo de eutrofización (Sharpley 2010), lo cual impacta negativamente en la calidad de agua que brinda múltiples beneficios a la sociedad. Por lo tanto es fundamental ajustar la fertilización de soja en base a los contenidos en suelo y requerimientos del cultivo así como la incorporación de cultivos de cobertura para mantener el suelo cubierto y reducir las posibles pérdidas.

Los resultados de esta tesis permiten concluir que la inclusión de soja en la rotación arroz-pasturas podría comprometer aspectos relativos a la calidad del suelo. Esto en el corto plazo es un problema principalmente para el productor, ya que puede afectar los rendimientos y requerir mayores insumos para compensar, aunque en el mediano-largo plazo suelos deteriorados repercuten en la sociedad en su conjunto (Paruelo et al. 2006). En este sentido es que el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de nuestro país promueve lo que llama la intensificación sostenible, con el fin de no agotar los recursos que son necesarios para el futuro y que impactarían en la economía del país, y por lo tanto en la sociedad en su conjunto.

Cabe destacar, que la metodología empleada a nivel de suelo en cuanto al estudio de la materia orgánica particulada y algunos de sus nutrientes hasta ahora no se había realizado en Uruguay para este sistema de producción, por lo que genera los primeros datos.

A nivel de agua, se observó que la carga de sólidos totales suspendidos que ingresa a la chacra disminuye, por lo que este agroecosistema actuaría como un “filtro”, reteniendo sedimentos y reduciendo su descarga a cursos de agua naturales. Por otra parte, las concentraciones de fósforo aumentaron hacia las salidas en el momento inicial del cultivo siendo las mismas sensiblemente mayores a las que se encuentran en la cuenca baja del Río Cebollatí, que sería el punto final de descarga de toda la cuenca arrocerá. A su vez las chacras que tuvieron soja como cultivo antecesor presentaron tendencia a mayores concentraciones en las salidas, lo cual coincide con los resultados de suelo. Esto indica que habría que prestar

particular atención a las dosis de fertilización con fósforo utilizada en este cultivo, así como plantear medidas que regularicen (bajo normativa) los caudales de salida de las chacras hacia cursos de agua en función de las concentraciones de fósforo. Considerando que a su vez la calidad de agua de las fuentes de riego están comprometidas debido a que presentan concentraciones elevadas de fósforo, se sugiere tomar la experiencia de otros países productores de arroz en cuanto a generar líneas de investigación que cuantifiquen los ingresos y egresos de nutrientes en estos sistemas en función de caudales, de forma de poder planificar un sistema más eficiente en cuanto al uso del agua y sus nutrientes como parte de la fertilización del cultivo, principalmente con el agua de salida de las chacras. Este tipo de estrategia podría ser parte de la valoración ambiental que el sector arrocero ha promovido para entrar en mercados más exigentes.

El aumento de nutrientes, especialmente del fósforo en sistemas acuáticos acelera procesos de eutrofización, el cual puede afectar servicios ecosistémicos intermedios mediante cambios en el funcionamiento del ecosistema por aumento de la productividad primaria, disminución de oxígeno, cambios en la abundancia y composición de especies, *bloom* de algas, claridad del agua, entre otros. Estos cambios limitan la obtención de servicios finales como: valor estético del lugar, pesca y calidad de agua, así como beneficios directos: recreación, agua para energía hidroeléctrica, riego, consumo entre otros (Sharpley 2010, Keeler et al. 2012). Resulta importante prestar atención a pérdidas de calidad del suelo, ya que generalmente se responde con un uso más intensivo de productos agroquímicos (Power 2010, de Groot et al. 2010), lo cual podría magnificar la pérdida de calidad del agua.

4.2 Perspectivas

Para mantener o aumentar la provisión de servicios ecosistémicos que los agroecosistemas pueden brindar, es clave investigar qué servicios ecosistémicos se ven afectados bajo determinadas rotaciones y prácticas de manejo. Si bien la presente tesis brinda aportes para la discusión desde la perspectiva ambiental sobre algunos servicios ecosistémicos que podrían ser afectados; es necesario seguir investigando otros aspectos de los servicios

ecosistémicos intermedios y finales que este nuevo esquema de rotación podría afectar en el mediano-largo plazo.

Algunos de los temas que serían interesantes investigar y que surgen de los resultados y la bibliografía consultada son: seguir la evolución de los parámetros de suelo para generar funciones de afectación, efectos sobre la biodiversidad del suelo, tasa de descomposición de rastrojos y liberación de nutrientes, particularmente en estos suelos anegables.

Por otra parte, en cuanto al efecto *priming* planteado sería interesante ahondar en este tema, ver que rol juega la rizósfera y el rastrojo de cada cultivo comparativamente, bajo las condiciones particulares de estos suelos inundables. En este sentido se podría ver si hay cambio en la composición y estructura de las comunidades microbianas asociado a su vez a la dinámica de nitrógeno y carbono en las distintas fracciones de la materia orgánica.

También estudios tendientes a obtener mejores estimaciones de los coeficientes de humificación y mineralización de la materia orgánica en este tipo de suelos anegados permitiría conocer mejor la dinámica del carbono en estos sistemas. Para ello se cuenta con la metodología propuesta por Bayer et al. (2006) donde con experimentos de larga duración se pueden obtener los coeficientes de humificación (k_1) y de mineralización (k_2), y así lograr mejores aproximaciones a los valores de carbono en equilibrio. Esta metodología podría contribuir a la planificación de las secuencias agrícolas con el fin de mantener o aumentar los stocks de carbono del suelo.

Bibliografía

- Acharya, C. N. 1935. Studies on the anaerobic decomposition of plant materials. Comparison of the course of decomposition of rice straw under anaerobic, aerobic, and partially aerobic conditions. *Biochemical Journal* 29:1116-1120.
- Achkar, M., A. Domínguez, I. Díaz, y F. Pesce. 2011. La intensificación del uso agrícola del suelo en el litoral oeste del Uruguay en la última década. *Pampa* 7:143-157.
- Aguerre, T. 2009. Guía de buenas prácticas agrícolas para el cultivo de arroz en Uruguay. *Revista Arroz XV(60):20-29*.
- Altamirano, A., H. Da Silva, A. Echevarría, D. Panario, y R. Puentes. 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. Tomo III parte I y II.
- Altesor, A. 2011. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. Página: 221-234. En A. Altesor, W. Ayala, y J. M. Paruelo, editores. Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. INIA, Montevideo.
- Álvarez, R., C. R. Álvarez, H. S. Steinbach, J. M. Salas, y S. Grigera. 2002. Materia orgánica y fertilidad de los suelos en la Pampa Ondulada. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 14.
- Anders, M. M., y J. A. Hignight. 2009. Environmental impact, soil quality, grain yield, and the economic viability of a rice-soybean rotation. *BR Wells rice research studies: 237-247*.
- Andriulo, A. E., M. Piccol, B. Nilsen, y C. C. Cerri. 1997. Efecto de 10 años de monocultivo de soja sobre diferentes fracciones granulométricas de la materia orgánica de un Argiudol. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*. 2: 85-97.
- Arbeletche, P., y C. Carballo. 2008. La expansión agrícola en Uruguay: algunas de sus principales consecuencias. *Revista de Desarrollo Rural y Cooperativismo Agrario*. 12: 7-20.
- Arbeletche, P., M. Coppola, y C. Paladino. 2012. Análisis del agro-negocio como forma de gestión empresarial en América del Sur: el caso uruguayo. *Agrociencia Uruguay* 16(1): 110-119.
- Austin, A. T., G. Piñeiro, y M. González-Polo. 2006. More is less: agricultural impacts on the N cycle in Argentina. *Biogeochemistry* 79: 45-60.
- De Battista, J. J., M. Benintende, S. Benintende, N. Arias, M. Wilson, J. Cerana, H. Rodríguez, y H. Muller. 2008. Efecto de rotaciones sobre la calidad de suelos arroceros de Entre Ríos. *Agricultura Sustentable. Serie Extensión N°51:3* 1-35.
- Bautista Zúñiga, F. 2011. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. *Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. UNAM: 227-259*.
- Bayer, C., T. Lovato, J. Dieckow, J. A. Zanatta, y J. Mielniczuk. 2006. A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. *Soil and Tillage Research* 91(1-2):217-226.

Bayer, C., J. Mielniczuk, y L. Martin-Neto. 2000. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de Co₂. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 2(1): 599-607.

Benintende, S. M., M. C. Benintende, M. A. Sterren, y J. J. De Battista. 2008. Soil microbiological indicators of soil quality in four rice rotations systems. *Ecological Indicators* 8(5): 704-708.

Bilotta, G. S., y R. E. Brazier. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42(12): 2849-2861.

Bilotta, G. S., N. G. Burnside, L. Cheek, M. J. Dunbar, M. K. Grove, C. Harrison, C. Joyce, C. Peacock, y J. Davy-Bowker. 2012. Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. *Water Research* 46(7): 2324-2332.

Boyd, J., y S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63(2-3):616-626.

Bradley, H. 2011. One-factor analysis of covariance. Páginas 123-157. *The analysis of the covariance and alternatives: statistical methods for experiments, quasi-experiments, and single-case studies*. Segunda. Wiley, Michigan.

Bray, R. H., y L. T. Kurts. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorous in soils. *Soil Science* 59:39-45.

Buckman, H. O., y N. C. Brady. 1970. *Naturaleza y propiedades de los suelos*. Montaner y Simón.

Burke, I. C., C. M. Yonker, W. J. Parton, C. V. Cole, K. Flach, y D. S. Schimel. 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 53(3): 800-805.

Buschiazzo, D. E., G. G. Hevia, E. N. Hepper, A. Urioste, A. A. Bono, y F. Babinec. 2001. Organic C, N and P in size fractions of virgin and cultivated soils of the semi-arid pampa of Argentina. *Journal of Arid Environments* 48(4): 501-508.

Cambardella, C. A., y E. T. Elliott. 1993. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma* 56: 449-457.

Cantou, G., Á. Roel, M. Carlomagno, y G. González-Sapienza. 2009. Agregado de valor a través de la gestión ambiental. *Revista Arroz XV* (59): 34-40.

Cantou, G., J. Terra, E. Deambrosi, F. Molina, V. Pravia, y Á. Roel. 2010. Impacto de la intensidad de laboreo y la variabilidad de la chacra sobre los rendimientos de arroz en una rotación arroz-pastura. Páginas 28-37. Reunión técnica: Dinámica de las propiedades del suelo bajo diferentes usos y manejos. Colonia-Uruguay.

Caride, C., G. Piñeiro, y J. M. Paruelo. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154: 23-33.

Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley, y V. H. Smith. 1998. Non point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568.

Carver, R. 1971. *Procedures in sedimentary petrology*. Wiley-Interscience, New York.

Casanova, E. 2005. *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Central de Venezuela. Consejo de desarrollo científico y humanístico, Caracas.

Casas, R. R. 2006. Oportunidad de preservar la calidad y salud de los suelos. *Academia nacional de agronomía y veterinaria LX*: 35-52.

Castillo, J., F. Bonilla, T. Lucas, R. Amaral, y J. Terra. 2013. La integración del cultivo de soja a la rotación arroz-pasturas en el este. *Revista Arroz XV (73)*: 36-39.

Castillo, J., y E. Deambrosi. 2014. Fosforita anticipada: evolución de P en suelo y productividad del raigrás y de arroz. Encuentro de la Sociedad Uruguaya de Ciencias del Suelo. Colonia del Sacramento, Uruguay. Intensificando el conocimiento del suelo y medioambiente para producir más y mejor 1-8.

Charvay, P. 2007. Los ciclos ganaderos en Argentina y Uruguay. *Tendencias de la Economía actual*. Centro de Estudios para el Desarrollo Argentino. Documento de trabajo N°6.

Chen, B., E. Liu, Q. Tian, C. Yan, y Y. Zhang. 2014. Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34(2):429-442.

Cheng, W. X., D. W. Johnson, y S. L. Fu. 2003. Rhizosphere effects on decomposition: controls of plant species, phenology, and fertilization. *Soil Science Society of America Journal* 67(5): 1418-1427.

Cho, J. Y. 2003. Seasonal runoff estimation of N and P in a paddy field of central Korea. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 65(1): 43-52.

Ciampitti, I. A., F. O. García, L. I. Picone, y G. Rubio. 2011. Soil carbon and phosphorus pools in field crop rotations in pampean soils of Argentina. *Soil Science Society of America Journal*. 75(2): 616-625.

Ciuffoli, L. 2013. Cambios en el uso del suelo y sus efectos sobre la materia orgánica edáfica en bosques semiáridos del Chaco argentino. Tesis de grado. Universidad de Buenos Aires. FAUBA.

Clérici, C., W. Baethgen, F. García Préchac, y M. Hill. 2004. Estimación del impacto de la soja sobre erosión y carbono orgánico en suelos agrícolas del Uruguay. XIX Congreso Argentino de Ciencia del Suelo. Paraná: Asociación Argentina de Ciencia del Suelo.

Cordone, G., y F. Martínez. 2004. El monocultivo de soja y el déficit de nitrógeno. *Informaciones Agronómicas* 24.

Coscia, P., A. del Pino, C. Barros, y C. Moltini. 2010. Cambios en la materia orgánica de suelos hortícolas de Uruguay con agregado de enmiendas orgánicas. Reunión Técnica: Dinámica de las propiedades del suelo bajo diferentes usos y manejos. Colonia-Uruguay.

Costanza, R., R. D'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, y M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253-260.

- Courdin, V., y A. Hernández. 2013. Dinámica del cultivo de arroz en Uruguay en el «nuevo» escenario agropecuario (2000-2010). *Cangüé* 34:21-31.
- Daily, G., S. Alexander, y P. Ehrlich. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2:1-16.
- Day, P. 1965. Paratitration and particle size analysis. Páginas 545-567 en C. Black, editor. *Methods of soil analysis*. Madison.
- Deenik, J. 2006. Nitrogen mineralization potential in important agricultural soils of Hawaii. *Soil and Crop Management* 15:1-5.
- Decreto 253/79. Normas para prevenir la contaminación ambiental. Poder Ejecutivo, Uruguay
- Díaz, R., G. Souto, y J. M. Ferrari. 2004. Tecnología y estructura de producción. INIA Actividad de difusión 365:7-9.
- DIEA. 2005. Anuario estadístico agropecuario. División de estadísticas agropecuarias. Ministerio de ganadería, agricultura y pesca.
- DIEA. 2014. Encuesta arroz. Zafra 2013/14. Serie encuestas N°322. División de Estadísticas Agropecuarias. Ministerio de ganadería, agricultura y pesca.
- DIEA. 2015. Anuario estadístico agropecuario. División de estadísticas agropecuarias. Ministerio de ganadería, agricultura y pesca.
- DINAMA. 2011. Monitoreo y evaluación de calidad de agua del Río Santa Lucía. Resultados del rediseño del programa (período 2011). Dirección Nacional de Medio Ambiente.
- Diovisalvi, N., y G. Studdert. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánico y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza. *Ciencia del suelo* 26(1): 1-11.
- Dobermann, B. a, y T. H. Fairhurst. 2002. Rice Straw Management. *Better Crops International* 16(May): 7-11.
- Domínguez, G. F., N. V. Diovisalvi, G. A. Studdert, y M. G. Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil and Tillage Research* 102(1): 93-100.
- Doran, J. W., y M. S. Smith. 1991. Role of cover crops in nitrogen cycling. *Cover Crops for Clean Water*: 85-93.
- Drinkwater, L. E. 2002. Cropping systems research: reconsidering agricultural experimental approaches. *HortTechnology* 12(3): 355-361.
- Duval, M. E., J. A. Galantini, J. O. Iglesias, S. Canelo, J. M. Martinez, y L. Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil and Tillage Research* 131: 11-19.

- Ernst, O., G. Siri, P. Ackermann, y N. Gasparri. 2012. Balance aparente de N , P y K en función de la intensidad de uso del suelo por la agricultura. *Cangüé* 32:9-15.
- Ernst, O., y G. Siri-prieto. 2009. Soil & Tillage Research Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators 105:260-268.
- FAO. 2007. Serie de asistencia de políticas. Expansión futura de la soja 2005-2014. Implicaciones para la seguridad alimentaria, el desarrollo rural sostenible y las políticas agrícolas en los países del Mercosur y Bolivia. Documento de síntesis.
- Fassbender, H. W. 1975. Química de suelos. Con énfasis en suelos de América Latina. Página (M. De la Cruz, editor). Primera. IICA, Turrialba, Costa Rica.
- Feng, Y. W., I. Yoshinaga, E. Shiratani, T. Hitomi, y H. Hasebe. 2004. Characteristics and behavior of nutrients in a paddy field area equipped with a recycling irrigation system. *Agricultural Water Management* 68(1): 47-60.
- Ferrando, M., G. Mercado, y J. Hernández. 2002. Dinámica del hierro y disponibilidad de fósforo durante períodos cortos de anaerobiosis en los suelos. *Agrociencia* VI (1):1-9.
- Fisher, B., y R. K. Turner. 2008. Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation* 1(2007): 8-10.
- Fisher, B., R. K. Turner, y P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68(3): 643-653.
- Foley, J. A., R. Defries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, y P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734): 570-574.
- Fontaine, S., C. Henault, A. Aamor, N. Bdioui, J. M. G. Bloor, V. Maire, B. Mary, S. Revaillet, y P. A. Maron. 2011. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology and Biochemistry* 43(1):86-96.
- Fontaine, S., A. Mariotti, y L. Abbadie. 2003. The priming effect of organic matter: A question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry* 35(6):837-843.
- Franzluebbers, A. 2008. Linking soil and water quality in conservation agricultural systems. *Electronic Journal Integrative Biosciences* 6(1):15-29.
- Gabrielli de los Santos, A. L., y F. G. Pintos Baptista. 2013. Respuesta a nitrógeno del cultivar INIA Olimar según tipo de riego y sistematización. Facultad de Agronomía. Universidad de la República.
- Galantina, J. A., R. A. Roswell, A. Andriulo, A. Miliaria, y J. Iglesias. 1992. Mummification and nitrogen mineralization of crop residues in semi-arid Argentina. *Science of the Total Environment* 117-118(C):263-270.

- Galantini, J. A., N. Senesi, G. Brunetti, y R. Rosell. 2004. Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. *Geoderma* 123(1-2):143-152.
- Galantini, J., y L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia*.
- Galvis-Spinola, A., y T. Hernández-Mendoza. 2004. Cálculo del nitrógeno potencialmente mineralizable. *Interciencia* 29:377-383.
- García, A., y A. Quincke. 2011. El análisis de potencial de mineralización de nitrógeno: su significado y desarrollo de su aplicación agronómica. *INIA Actividades de difusión* 646: 43-46.
- García, G. N., y S. N. García. 2013. *Química agrícola, química del suelo y de nutrientes esenciales*. Mundi-Prensa Libros.
- García Lamothe, A., R. Díaz, A. Morón, J. Sawchik, y A. Quincke. 2009. El balance de N y la sostenibilidad de los agroecosistemas. *INIA Serie Actividades de difusión N°587*: 7-16.
- García-Préchac, F. 2004. Cultivo continuo en siembra directa o rotaciones de cultivos y pasturas en suelos pesados del Uruguay. *Revista Científica Agropecuaria* 8(1):23-29.
- García-Préchac, F., O. Ernst, y P. Arbeletche. 2010. Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. *Colección CSIC*.
- García-Préchac, F., O. Ernst, G. Siri-prieto, y J. Terra. 2004. Integrating no-till into crop – pasture rotations in Uruguay. *Soil & Tillage Research* 77: 1-13.
- García-Berthou, E., C. Alcaraz, Ll. Benejam, y J. Benito. 2009. Diseño experimental y análisis de datos. *Página 18* Conceptos y técnicas en ecología fluvial. *Fundación BBVA*.
- Griffin, J., y D. Brandon. 1983. Effect of lowland and rice culture on subsequent soybean. *Field Crops Research* 7: 195-201.
- Guenet, B., S. Juarez, G. Bardoux, L. Abbadie, y C. Chenu. 2012. Evidence that stable C is as vulnerable to priming effect as is more labile C in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 52: 43-48.
- Guisande González, C. 2006. *Tratamiento de datos*. Díaz de Santos.
- Hama, T., T. Aoki, K. Osga, S. Sugiyama, y D. Iwasaki. 2013. Reducing the phosphorus effluent load from a paddy-field district through cyclic irrigation. *Ecological Engineering* 54: 107-115.
- Hama, T., K. Nakamura, y S. Kawashima. 2010. Effectiveness of cyclic irrigation in reducing suspended solids load from a paddy-field district. *Agricultural Water Management* 97(3):483-489.
- Haynes, R. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology and Biochemistry* 32(2):211-219.
- Haynes, R. J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy* 85:221-268.

- Hernández, J. 2008. Respuesta al agregado de fósforo en pasturas con leguminosas en las planicies del Este. Páginas 121-130. En R. Bermúdez y W. Ayala, editores. Seminario de actualización técnica: fertilización fosfatada de pasturas en la región Este. Serie Técnica N°172, INIA, Montevideo.
- Hevia, G. G., D. E. Buschiazzo, E. N. Hepper, A. M. Urioste, y E. L. Antón. 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116(3-4): 265-277.
- Hoel, P. G. 1979. Correlación y regresión. Páginas 241-265. En *Estadística elemental*. 3er edición. Wiley.
- Irisarri, P., S. Gonnet, y J. Monza. 2008. Fijación de nitrógeno por cianobacterias y fertilización en arroz. INIA: FPTA N°21 .
- Williams, W. A., Mikkelsen, D. S., Mueller, K. E., y Ruckman, J. E.. 1968. Nitrogen immobilization by rice straw incorporated in lowland rice production.(1): 49-60.
- Jae-Young, C., H. Kang-Wan, C. Jin-Kyu, K. Young-Joo, y Y. Kwang-Sik. 2002. N and P losses from a paddy field plot in central Korea. *Soil Science and Plant Nutrition* 48(3): 301-306.
- Jordan, P., W. Menary, K. Daly, G. Kiely, G. Morgan, P. Byrne, y R. Moles. 2005. Patterns and processes of phosphorus transfer from Irish grassland soils to rivers - Integration of laboratory and catchment studies. *Journal of Hydrology* 304(1-4): 20-34.
- Kang, M. S., S. W. Park, J. J. Lee, y K. H. Yoo. 2006. Applying SWAT for TMDL programs to a small watershed containing rice paddy fields. *Agricultural Water Management* 79(1): 72-92.
- Keeler, B. L., S. Polasky, K. A. Brauman, K. A. Johnson, J. C. Finlay, A. O'Neill, K. Kovacs, y B. Dalzell. 2012. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(45): 18619-24.
- Kenney, D. R. 1982. Nitrogen availability indices. Páginas 711-733. *Methods of Soil Analysis: Part 2. Chemical and biological properties*. L. Page. SSSA., Madison.
- Kim, T.-C., U.-S. Gim, J. S. Kim, y D.-S. Kim. 2006. The multi-functionality of paddy farming in Korea. *Paddy and Water Environment* 4(4): 169-179.
- Kremen, C., y R. S. Ostfeld. 2005. A call to ecologists: Measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(10): 540-548.
- Kronvang, B., N. Vagstad, H. Behrendt, J. Bøgestrand, y S. E. Larsen. 2007. Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: an overview. *Soil Use and Management* 23(s1): 104-116.
- Kruk, C., C. Suárez, M. Ríos, N. Zaldúa, y D. Martino. 2013. Análisis calidad de agua en Uruguay. *Vida Silvestre*.
- Kumar, K., y K. M. Goh. 2000. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield , and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy* 68
- de la Fuente, E. B., y S. A. Suárez. 2008. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología Austral* 18: 239-252.

- Lanfranco Crespo, B. 2013. Arroz o soja: ¿es realmente esa la cuestión? Revista INIA 34:38-43.
- Lavecchia, A. 1991. Arroz: fertilización nitrogenada en la zona norte del país. Serie Técnica N°17_INIA.
- Lee, H., T. Masuda, H. Yasuda, y Y. Hosoi. 2014. The pollutant loads from a paddy field watershed due to agricultural activity. *Paddy and Water Environment* 12(4): 439-448.
- Leinweber, P., B. L. Turner, y R. Meissner. 2002. Phosphorus. Páginas 29-55. En *Agriculture, hydrology and water quality*. CABI, Wallingford.
- Liiri, M., M. Häsä, J. Haimi, y H. Setälä. 2012. History of land-use intensity can modify the relationship between functional complexity of the soil fauna and soil ecosystem services – A microcosm study. *Applied Soil Ecology* 55: 53-61.
- Lima, A. C. R., W. B. Hoogmoed, E. A. Pauletto, y L. F. S. Pinto. 2009. Management systems in irrigated rice affect physical and chemical soil properties. *Soil and Tillage Research* 103(1): 92-97.
- Lovato, T. 2001. Dinâmica do Carbono E Nitrogênio Do Solo Afetada Por Preparos Do Solo, Sistemas De Cultura E Adubo Nitrogenado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Faculdade de Agronomia.
- MA. 2003. *Ecosystems and human well-being*. Island Press.
- Mancassola, V., y O. Casanova. 2015. Balance de nutrientes de los principales productos agropecuarios de Uruguay para los años 1990, 2000, 2010. *International Plant Nutrition IAH* 17: 2-13.
- Manta, E., H. Cancela, J. Cristina, y F. García Prechac. 2015. Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones.
- Marriott, E. E., y M. M. Wander. 2006. Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming systems. *Soil Science Society of America Journal* 70: 950-959.
- Martínez, E. H., J. P. Fuentes E, E. H. Acevedo, E. Martínez, y J. P. Fuentes. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal* 8:68-96.
- Martino, D., y M. Methol. 2008. Cambios en el uso de la tierra. Páginas: 58-117. En *GEO Uruguay 2008*. Informe del estado del ambiente.
- Mazzilli, S., A. Kemanian, G. Piñeiro, y O. R. Ernst. 2013. ¿Cuánto mejoro el stock de materia orgánica al aumentar la producción de residuos de cultivos? El rol de la biomasa aérea y subterránea en el balance de carbono del suelo en siembra directa. III Simposio Nacional de Agricultura. 147-156.
- Mazzilli, S. R., G. Piñeiro, y A. R. Kemanian. 2011. Priming effects on soil organic carbon decomposition induced by high C : N Crop Inputs. *Agrociencia Uruguay, Special Issue* 1:191-198.
- Mazzilli, S. S. R., A. R. Kemanian, O. R. Ernst, R. B. Jackson, y G. Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biology and Biochemistry* 75: 273-281.
- Melgar, R., G. Vitti, y V. de Melo Benites. 2011. Fertilizando para altos rendimientos. Soja en Latinoamérica. Instituto Internacional de la Potasa, Buenos Aires.

- Molden, D. 2007. Evaluación exhaustiva del manejo del Agua en Agricultura. 2007. Agua para la Alimentación, Agua para la Vida. Earthscan y Colombo: Instituto Internacional del Manejo del Agua., London.
- Morel, C., y J. C. Fardeau. 1990. Agronomical evaluation of phosphate fertilizer as a nutrient source of phosphorus for crops: Isotopic procedure. *Fertilizer Research* 24(2): 115-122.
- Morón, A. 2003. Fertilización en Soja. INIA Serie de actividades de difusión N°325.
- Morón, A. 2004. Efecto de las rotaciones y el laboreo en la calidad del suelo. INIA Serie de actividades de difusión 365: 7-10.
- Morón, A., y J. Sawchik. 2002. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. 17th World Congress of Soil Science Symposium N° 32, Paper 1327: 67-76.
- Nagarajah, S., H. U. Neue, y M. C. R. Alberto. 1989. Effect of Sesbania, Azolla and rice straw incorporation on the kinetics of NH₄, K, Fe, Mn, Zn and P in some flooded rice soils. *Plant and Soil* 116(1): 37-48.
- do Nascimento, P. C., C. Bayer, L. de F. da Silva, A. C. Vian, F. Vieiro, V. R. Macedo, y É. Marcolin. 2009. Soil management effect on organic matter in a flooded soil under rice in southern Brazil. *Revista Brasileira De Ciencia Do Solo* 33(6): 1821-1827.
- Nagy GJ, Coronel G, Pastén, Báez J, Monte Domecq R, Galeano Rojas A, Flores L Ciganda C, Bidegain M, Aparicio-Effen M, Arana I, Aparicio J (2016). Chapter 27: Impacts on well-being and health of excessive rainfall and floods in Paraguay, Uruguay and Bolivia. In *Climate Change and Health: improving resilience and reducing risks* (Leal Filho W, Azeiteiro, Alvez F, eds), 475-514. *Climate Change Management Series*, Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.
- Nelson, D. W., y L. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Páginas 539-579. En A. L. Page, R. H. Miller, y D. R. Keeney, editores. *Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties*. Soil Science Society of America, Madison.
- Nijboer, R. C., y P. F. M. Verdonshot. 2004. Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling* 177: 17-39.
- Nishida, M. 2016. Decline in fertility of paddy soils induced by paddy rice and upland soybean rotation, and measures against the decline 50(2): 87-94.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas: fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología Austral* 18(3): 337-346.
- Oleaga, A., H. Pirelli, L. Rodríguez, y L. Vidal. 2008. Cambios en el uso de la tierra. Páginas 56-117. En *GEO Uruguay 2008. Informe del estado del ambiente*.
- Ongley, E. D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. *Riego y Drenaje* No 55, FAO, Roma.:116.

- OPYPA. 2015. Anuario 2015. Oficina de planeamiento y políticas agropecuarias. Ministerio de ganadería agricultura y pesca.:511.
- Oyhantçabal, G., y I. Narbondo. 2013. Valorización del balance de N y P de la soja en Uruguay. Revista Iberoamericana de Economía Ecológica 19:54-65.
- Panario, D., y O. Gutierrez. 1995. Algunos efectos del cultivo del arroz en los agroecosistemas. Gestión ambiental de los humedales de la cuenca de la Laguna Merín. CIEDUR.
- Paruelo, J. M. 2010. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿es necesario hablar de dinero? Páginas: 121-139. En P. Lateralra, E. Jobbágy, y J. M. Paruelo, editores. Valoración de servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi, y S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia X(2):47-61.
- Pathak, H., R. Singh, A. Bhatia, y N. Jain. 2006. Recycling of rice straw to improve wheat yield and soil fertility and reduce atmospheric pollution. Paddy and Water Environment 4(2):111-117.
- Pegoraro, V., M. Boccolini, M. Ortiz, C. Lorenzon, B. Aimetta, D. Sbuscio Santos, T. Baigorria, y C. Cazorla. 2013. Efecto de los cultivos de cobertura en los contenidos de las fracciones lábiles de carbono y nitrógeno. INTA.
- Perdomo, C., y P. Barreto. 2012. Proyecto « Determinación de indicadores de sustentabilidad ambiental asociados a distintos usos y manejos en arroz que orienten buenas prácticas agrícolas » Informe final.
- Pérez de Vida, F. 2010. Ecofisiología del Cultivo de Arroz. Arroz resultados experimentales. INIA Serie de Actividades de Difusión 737(7)144: 1-3.
- Piñeiro, G., J. M. Paruelo, E. G. Jobbágy, R. B. Jackson, y M. Oesterheld. 2009. Grazing effects on belowground C and N stocks along a network of cattle exclosures in temperate and subtropical grasslands of South America. Global Biogeochemical Cycles 23(2): 1-14.
- Piñeiro, G., J. M. Paruelo, M. Oesterheld. 2006. Potential long-term impacts of livestock introduction on carbon and nitrogen cycling in grasslands of Southern South America. Global Change Biology 12: 1267-1284.
- Pittelkow, C. M., G. Zorrilla, J. Terra, S. Riccetto, I. Macedo, C. Bonilla, y A. Roel. 2016. Sustainability of rice intensification in Uruguay from 1993 to 2013. Global Food Security 9:10-18.
- Ponnamperuma, F. N. 1972. The chemistry of submerged soils. Advances in Agronomy 24(C): 29-96.
- Pote, D. H., T. C. Daniel, D. J. Nichols, A. N. Sharpley, P. A. Moore Jr., D. M. Miller, y D. R. Edwards. 1999. Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorus concentrations in runoff. Journal of Environmental Quality 28(1): 170-175.

- Pote, D. H., T. C. Daniel, A. N. Sharpley, P. A. Moore, D. R. Edwards, y D. J. Nichols. 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal* 60(3): 855-859.
- Power, A. G. 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365(1554): 2959-2971.
- Puustinen, M., J. Koskiaho, y K. Peltonen. 2005. Influence of cultivation methods on suspended solids and phosphorus concentrations in surface runoff on clayey sloped fields in boreal climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105(4): 565-579.
- Randall, G. W., y D. J. Mulla. 2001. Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *Journal of environmental quality* 30(2): 337-344.
- Raymond, P. A. 2003. Increase in the export of alkalinity from North America's Largest River. *Science* 301(5629): 88-91.
- Rhine, E. D., R. L. Mulvaney, E. J. Pratt, y G. K. Sims. 1998. Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Soil Science Society of America Journal* 62(2): 473-480.
- Rubio, V., J. Sawchik, O. Ernst, A. Quincke, y G. Siri. 2008. Calibración/validación del modelo AMG para simular la evolución del stock de carbono orgánico en suelos de Uruguay 1. Proyecto BID/Fontagro RG-T1654.
- Ryan, P. A. 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 25(2):207-221.
- Salas, A. M., E. T. Elliott, D. G. Westfall, C. V Cole, y J. Six. 2003. The role of particulate organic matter in phosphorus cycling. *Soil Science Society of America Journal* 67(1):181.
- Salvo, L. 2009. Cambios en los contenidos y distribución del carbono orgánico del suelo bajo distintas rotaciones agrícolas ganaderas y sistemas de laboreo. Facultad de Agronomía-Udelar.
- Salvo, L., J. Hernández, y O. Ernst. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil and Tillage Research* 109(2): 116-122.
- Salvo, L., J. Hernández, y O. Ernst. 2014. Soil organic carbon dynamics under different tillage systems in rotations with perennial pastures. *Soil and Tillage Research* 135: 41-48.
- Scarlato, G. 2003. Ordenamiento territorial y desarrollo sostenible: los problemas en el caso del arroz. *Gestión ambiental de los humedales de la Cuenca de la Laguna Marín*.
- Sharpley, A. N. 1995. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering* 5(2-3): 261-279.
- Sharpley, A. N. 2010. Manejo de fosforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sustentables: desafíos y oportunidades. *Informaciones Agronómicas*. 15-23.

- Sharpley, A. N., S. C. Chapra, R. Wedepohl, I. T. Sims, T. C. Daniel, y K. R. Reddy. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Journal of Environment Quality* 23: 437-451.
- Sharpley, A. N., y S. J. Smith. 1989. Mineralization and leaching of phosphorus from soil incubated with surface-applied and incorporated crop residue. *Journal of Environment Quality* 18(1): 101.
- Sharpley, A., y X. Wang. 2014. Managing agricultural phosphorus for water quality: lessons from the USA and China. *Journal of Environmental Sciences* 26(9): 1770-1782.
- da Silveira Nicoloso, R. 2005. Dinámica da matéria orgânica do solo em áreas de integração lavoura-pecuária sob sistema plantio direto. Tesis de Maestría. Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.
- Siri Prieto, G., y O. Ernst. 2010. Manejo del suelo y rotación con pasturas: efecto sobre la calidad del suelo, el rendimiento de los cultivos y el uso de insumos. *Informaciones agronómicas del Cono Sur* 45: 22-26.
- Sit, V., y B. Taylor. 1998. *Statistical methods for adaptive management studies*. B.C. Ministry of Forests, Victoria.
- Siver, P. A., R. W. Canavan IV, C. K. Field, L. J. Marsicano, y A.-M. Lott. 1996. Historical changes in Connecticut lakes over a 55-year period. *Journal of Environmental Quality* 25(2): 334-345.
- Six, J., R. T. Conant, E. a Paul, y K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturatin of soils. *Plant and Soil* 241: 155-176.
- Six, J., E. T. Elliott, K. Paustian, y J. W. Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62(5): 1367-1377.
- Sollins, P., P. Homann, y B. A. Caldwell. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74(1-2): 65-105.
- Studdert, G. A., G. F. Dominguez, M. J. Eiza, C. del C. Videla, y H. E. Echeverría. 2008. Materia orgánica particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el sudeste bonaerense. Páginas 53-69. *Estudios de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*.
- Studdert, G. A., y H. E. Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 64: 1496-1503.
- Suñer, L. G., J. A. Galantini, R. A. Rosell, y M. D. Chamadoira. 2000. Cambios en el contenido de las formas de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana cultivados con trigo (*Triticum aestivum*). *Revista de la Facultad de Agronomía, La plata*. 104(2): 113-119.
- Swenson, L. J., W. C. Dahnke, y D. D. Patterson. 1984. *Sampling for soil testing*. North Dakota State University, Department of Soil Sciences.
- Swinton, S. M., F. Lupi, G. P. Robertson, y S. K. Hamilton. 2007. Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics* 64(2): 245-252.

- Takeda, I., y A. Fukushima. 2004. Phosphorus purification in a paddy field watershed using a circular irrigation system and the role of iron compounds. *Water Research* 38(19): 4065-4074.
- Terra, J., G. Cantou, E. Deambrosi, F. Molina, y Á. Roel. 2009. Field scale impacts of soil tillage intensity on lowland irrigated rice yield rotating with perennial pastures. *ISTRO 18th Triennial Conference Proceedings, 2009 Izmir- TURKEY*.
- Terra, J., F. García-Préchac, L. Salvo, y J. Hernández. 2006. Soil use intensity impact on total and particulate soil organic matter in no till crop-pasture rotations under direct grazing. *Advances in Geoecology* 38: 233-241.
- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor, y S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671-677.
- Tiscornia, G., M. Achkar, y A. Brazeiro. 2014. Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral* 24: 212-219.
- Toledo, D. M., J. A. Galantini, E. Ferreccio, S. Arzuaga, L. Gimenez, y S. Vázquez. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ciencia del Suelo* 31(2): 201-212.
- Tommasino, H. 2003. El cultivo de arroz en Uruguay. Contribución a su conocimiento. División de estadísticas agropecuarias. Ministerio de ganadería, agricultura y pesca.
- Uraga, R., D. Gonnet, M. Hill, G. Cantau, Y. Martínez, y D. Pippolo. 2013. Guía de buenas prácticas en el cultivo de arroz en Uruguay. ACA.
- Urquiaga, S, C. P. Jantalia, B. J. R. Alvez, R. M. Boddey. 2009. Efectos de la agricultura y la ganadería sobre la dinámica del C y el N en los suelos del Cerrado. *INIA Serie Actividades de difusión N°587: 7-16*
- Uusitalo, R., M. Yli-Halla, y E. Turtola. 2000. Suspended soil as a source of potentially bioavailable phosphorus in surface runoff waters from clay soils. *Water Research* 34(9):2477-2482.
- Verhoeven, J. T. a, B. Arheimer, C. Yin, y M. M. Hefting. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in ecology & evolution* 21(2):96-103.
- Vernetti, F., A. Silva, y L. Braga. 2009. Sustentabilidade de sistemas de rotação e sucessão de culturas em solos de várzea no Sul do Brasil. *Ciência Rural* 39(6):1708-1714.
- Volante, J. N., D. Alcaraz-Segura, M. J. Mosciaro, E. F. Viglizzo, y J. M. Paruelo. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:12-22.
- Wander, M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. Páginas 67-102. *Soil organic matter in sustainable agriculture*.
- Wen, Q. 1984. Utilization of organic materials in rice production in China. Páginas 45-56. *En Organic matter and rice. International Rice Research Institute*.
- Willson, T. C., E. a. Paul, y R. R. Harwood. 2001. Biologically active soil organic matter fractions in sustainable cropping systems. *Applied Soil Ecology* 16(1):63-76.

IPIEBS, Instituto de Promoción de Inversiones y Exportaciones de Bienes y Servicios, Uruguay XXI. 2015 Sector Agronegocios.

Yoon, C. G. 2009. Wise use of paddy rice fields to partially compensate for the loss of natural wetlands. *Paddy and Water Environment* 7(4):357-366.

Zorrilla, G. 2015. Uruguayan rice: the secrets of a success story. *Rice Today*. 18-19.

Anexo

Tabla A. Parámetros del análisis de correlación entre los contenidos de carbono total y de las distintas fracciones de la materia orgánica con la textura (0-5 cm de profundidad).

		r	r²	p valor
COT vs limo + arcilla	con soja n= 19	0,85	0,72	<0,05
	sin soja n= 18	0,88	0,77	<0,05
MOP-C53 vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,83	0,69	<0,05
	sin soja n= 18	0,79	0,63	<0,05
MOP-f200 vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,72	0,52	<0,05
	sin soja n= 18	0,73	0,53	<0,05
MOAM-C vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,83	0,68	<0,05
	sin soja n= 18	0,84	0,71	<0,05

COT: carbono orgánico total, suelo sin fraccionar; MOP-C53 y MOP-C200: carbono de la materia orgánica particulada fracción entre 53-200 μm y 200-2000 μm respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . r: coeficiente de correlación de Pearson; r^2 : coeficiente de determinación. Significancia estadística $p < 0,05$.

Tabla B. Parámetros del análisis de correlación entre los contenidos de fósforo disponible total y en las fracciones de la materia orgánica del suelo con la textura (0-5 cm de profundidad).

		r	r ²	p valor
Pe vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,38	0,11	0,11
	sin soja n= 18	0,13	0,02	0,60
MOP-Pe53 vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,42	0,18	0,07
	sin soja n= 18	0,20	0,04	0,42
MOP-Pe200 vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,42	0,17	0,08
	sin soja n= 18	0,24	0,06	0,35
MOAM-Pe vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,35	0,12	0,15
	sin soja n= 18	0,11	0,01	0,66

Pe: fósforo disponible en suelo sin fraccionar; MOP-Pe53 y MOP-Pe200: fósforo disponible de la materia orgánica particulada fracción 53-200 μm y fracción 200-2000 μm , respectivamente; MOAM-C: carbono de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 μm . r: coeficiente de correlación de Pearson; r²: coeficiente de determinación. Significancia estadística p<0,05.

Tabla C. Parámetros del análisis de correlación entre los contenidos de nitrógeno total y de las fracciones de la materia orgánica con la textura (0-5 cm de profundidad).

		r	r²	p valor
Nt vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,73	0,54	<0,05
	sin soja n= 18	0,49	0,24	<0,05
MOP-Nt₅₃ vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,79	0,62	<0,05
	sin soja n= 18	0,43	0,19	>0,05
MOP-Nt₂₀₀ vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,68	0,47	<0,05
	sin soja n= 18	0,59	0,34	<0,05
MOAM-Nt vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,57	0,32	<0,05
	sin soja n= 18	0,38	0,15	>0,05

Nt: nitrógeno total (Nt) en el suelo sin fraccionar; MOP-Nt₅₃: Nt de la materia orgánica particulada fracción 53-200 µm; MOP-Nt₂₀₀: Nt de la materia orgánica particulada fracción 200-2000 µm; MOAM-Nt: nitrógeno total de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 µm. Significancia estadística p<0,05.

Tabla D. Parámetros del análisis de correlación entre los contenidos de nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) del total y las fracciones de la materia orgánica con la textura (0-5 cm de profundidad).

		r	r²	p
NPMt vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,75	0,56	<0,05
	sin soja n= 18	0,75	0,56	<0,05
MOP-NPM₅₃ vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,79	0,62	<0,05
	sin soja n= 18	0,40	0,16	>0,05
MOP-NPM₂₀₀ vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,78	0,60	<0,05
	sin soja n= 18	0,53	0,28	<0,05
NPM-MOAM vs limo+arcilla	con soja n= 19	0,54	0,30	<0,05
	sin soja n= 18	0,70	0,50	<0,05

NPMt: NPM en el suelo sin fraccionar; MOP-NPM₅₃ y MOP-NPM₂₀₀: NPM de la materia orgánica particulada fracción 53-200µm y fracción 200-2000µm, respectivamente; MOAM-NPM: NPM de la materia orgánica asociada a la fracción mineral menor a 53 µm. Significancia estadística p<0,05.