

**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA  
FACULTAD DE AGRONOMÍA**

**APLICACIÓN DE LODOS SANITARIOS EN SUELO AGRÍCOLA**

**por**

**Gimena Elisa ARRARTE SORRENTINO**

TESIS presentada como uno de los  
requisitos para obtener el título de  
Magíster en Ciencias Agrarias  
Opción Suelos y Aguas

MONTEVIDEO  
URUGUAY  
Setiembre 2019

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing.Agr. Florencia Alliaume, Ing Agr. Jorge Hernández, e Ing Agr. María Do Carmo Horta, el 26 de setiembre de 2019.  
Autora: Lic. en Bioquímica Gimena Arrarte. Directora: Ing. Agr. Amabelia del Pino.

Dedico este trabajo a Pablo, Lautaro y Benjamín

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi familia, que ha sido mi apoyo incondicional, a Pablo, Lautaro, Benjamín, mis padres Daniel y Elisa, a mis hermanos Capi y Herni.

A mi tutora, Amabelia por su permanente disposición a enseñarme a lo largo de los años.

A todo el departamento de Suelos y Aguas, porque todos, en mayor o menor medida han contribuido a mi formación.

## TABLA DE CONTENIDO

	página
<b>PÁGINA DE APROBACIÓN.....</b>	<b>II</b>
<b>AGRADECIMIENTOS.....</b>	<b>IV</b>
<b>RESUMEN.....</b>	<b>VII</b>
<b>SUMMARY.....</b>	<b>VIII</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ENMIENDAS     ORGÁNICAS.....</b>	<b>2</b>
<b>1.2. LODOS PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE     AGUAS RESIDUALES (PTAR) .....</b>	<b>4</b>
<b>1.2.1. Generación de lodos en plantas de tratamiento.....</b>	<b>4</b>
<b>1.2.2. Lodos provenientes de PTAR en el suelo .....</b>	<b>6</b>
<b>1.2.3. Incidencia de patógenos.....</b>	<b>8</b>
<b>1.2.4. Metales pesados y contaminantes orgánicos en lodos sanitarios .....</b>	<b>10</b>
<b>2. APLICACIÓN AL SUELO DE LODOS PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA EL CRECIMIENTO DE RAIGRÁS Y SORGO.....</b>	<b>14</b>
<b>2.1. RESUMEN .....</b>	<b>14</b>
<b>2.2. SUMMARY .....</b>	<b>15</b>
<b>2.3. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>15</b>
<b>2.4. MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>19</b>
<b>2.4.1. Análisis de suelos, enmiendas y plantas.....</b>	<b>21</b>
<b>2.4.2. Análisis estadístico.....</b>	<b>22</b>
<b>2.5. RESULTADOS.....</b>	<b>23</b>
<b>2.5.1. Rendimiento y contenido de nutrientes en el cultivo de raigrás y sorgo         .....</b>	<b>23</b>
<b>2.5.2. Evolución de propiedades del suelo .....</b>	<b>30</b>
<b>2.6. DISCUSIÓN .....</b>	<b>33</b>
<b>2.6.1. Efecto de la aplicación de lodos sanitarios sometidos a distintos tipos         de tratamientos sobre el rendimiento de los cultivos y su contenido de         nutrientes.....</b>	<b>33</b>
<b>2.6.2. Efecto de la aplicación de distintos tipos de lodos sobre las         propiedades fisicoquímicas del suelo.....</b>	<b>37</b>
<b>2.7. CONCLUSIONES.....</b>	<b>38</b>

<b>2.8. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>39</b>
<b>3. CONCLUSIONES.....</b>	<b>46</b>
<b>4. BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>47</b>

## **RESUMEN**

Debido al aumento en la contaminación de los cauces de agua en nuestro país es de suma importancia evitar la llegada de nutrientes a los mismos. Es por eso que encontrar un destino final que permita el reciclaje de los nutrientes de los residuos que se generan como consecuencia de la actividad agroindustrial es de suma relevancia. Trabajando en función de dicha consigna, es que en Uruguay se han construido plantas de tratamiento de las aguas servidas por parte de Obras Sanitarias del Estado (OSE). En estas plantas se llevan a cabo distintos tratamientos de estas aguas, generando agua con menor contenido de residuos y lodo con altos contenidos de materia orgánica y nutrientes. Utilizar los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) como fuente de nutrientes para el suelo parece ser una de las mejores opciones para el medio ambiente. A nivel global es una práctica ampliamente difundida pero novedosa para nuestro país. El uso de este tipo de enmiendas puede traer aparejado algunos riesgos en cuanto a su contenido de patógenos debido a su origen, por lo que algunos tratamientos de higienización del lodo como son el compostaje, el agregado de cal, entre otros pueden ser deseables. El objetivo de este trabajo es evaluar el uso de los lodos provenientes de PTAR en las condiciones ambientales y edáficas de nuestro país.

**Palabras clave:** lodos, aguas residuales, nutrientes, cultivos, Uruguay

## **APPLICATION OF SEWAGE SLUDGE IN AGRICULTURAL SOIL**

### **SUMMARY**

Due to the increase in the contamination of waterways in our country it is very important to avoid the arrival of nutrients to them. That is why finding a final destination that allows the recycling of nutrients from waste generated as a result of agro-industrial activity is of utmost importance. Working in accordance with this slogan, is that in Uruguay sewage treatment plants have been created by Obras Sanitarias del Estado (OSE). In these plants, different treatments are carried out in these waters, producing water with less waste content and mud with high contents of organic matter and nutrients. Using sludge from wastewater treatment plants (WWTP) as a source of nutrients for soil seems to be one of the best options for the environment. At a global level, it is a widely spread but novel practice for our country. The use of this type of amendments can bring with it some risks in terms of their content of pathogens due to their origin, some treatments of sludge sanitation such as composting, the addition of lime, among others may be desirable.

The objective of this work is to evaluate the use of sludge from WWTP in the environmental and soil conditions of our country.

**Keywords:** sludge, wastewater, nutrients, crops, Uruguay

## **1. INTRODUCCIÓN**

El agua es uno de los recursos naturales más importantes de nuestro planeta; sin embargo los recursos acuáticos se están contaminando debido a actividades antropogénicas. La mayoría de las actividades humanas generan efluentes que pueden ser urbanos, industriales o agrícolas. Históricamente, los efluentes generados en las ciudades son desechados hacia los cursos de agua cercanos con la consecuente contaminación de los mismos. Actualmente en el Uruguay y debido a un aumento en la eutrofización de los cauces de agua se han planteado varias medidas de manejo para limitar la contaminación. Dentro de dichas medidas se han construido plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en muchas de las ciudades del país. En estas plantas se generan lodos como resultado del tratamiento y limpieza de las aguas residuales. La disposición final actual de lodos de PTARs de OSE (Obras Sanitarias del Estado, organismo a cargo del saneamiento en todo el territorio nacional, excepto la capital, Montevideo) incluye plantas que envían sus residuos a vertederos municipales, mientras que otras acumulan el lodo en predios de las propias plantas y en algún caso son utilizados para aplicación al suelo. Hoy en día la producción de lodos alcanza aproximadamente 40 a 60 ton/día, tendencia que aumenta con la construcción y operación de nuevas plantas.

Esto lleva a la acumulación de estos lodos y a la necesidad de buscarle el mejor destino final posible. Es importante que su disposición final sea, no solo inocua, sino también beneficiosa. Más allá de que son desechos, estos lodos, efluentes, o residuos, contienen nutrientes por lo tanto es necesario buscar un uso sustentable de los mismos. El aprovechamiento de los nutrientes por parte de los cultivos en los suelos donde se aplican puede ser una opción altamente benéfica para ambas partes. Pueden servir como fuente de nutrientes para las plantas y también pueden mejorar la estructura y la capacidad de retener agua del suelo (Campos y Salazar, 2011). Por otra parte, este tipo de residuos orgánicos pueden contener tanto metales pesados como contaminantes orgánicos o patógenos por lo que es necesario realizar investigaciones que permita asegurar la calidad de los suelos así como de los cultivos (Harrison et al., 2006; Khan et al., 2008).

El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de la aplicación de lodos al suelo para la utilización por parte de los cultivos de estos nutrientes, evitando la pérdida de los mismos que puede contaminar el ambiente.

### **1.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS**

El uso de enmiendas orgánicas en suelos agrícolas ha sido una práctica usual en la antigüedad que ha evolucionado paralelamente con los avances tecnológicos en la producción agrícola. En los inicios de la agricultura las heces de origen animal y otros residuos orgánicos, como por ejemplo los residuos de cultivos, eran utilizados como única fuente de nutrientes para el suelo. Con posterioridad se comenzó con el uso de fertilizantes inorgánicos, los cuales son actualmente el principal recurso de nutrientes. El reciclaje y compostaje de materiales orgánicos es una práctica que surge nuevamente frente a una necesidad de mejorar la eficiencia en la utilización de los escasos recursos naturales y por una fuerte presión ambiental de los consumidores sobre las actividades productivas (Campos y Salazar, 2011).

Los residuos que pueden ser aplicados al suelo incluyen efluentes o biosólidos industriales, residuos provenientes de heces animales, residuos compostados, biosólidos provenientes de plantas de tratamientos de aguas residuales, entre otros (Overcash et.al., 2005; Larney y Angers, 2012).

Otra opción para la disposición final de los residuos orgánicos ha sido la incineración o vertido al mar; sin embargo debido a medidas ambientales ésta práctica está siendo restringida. También es posible disponerlos en vertederos y rellenos sanitarios, pero esto reduce la capacidad de almacenamiento para compuestos más peligrosos. Por otro lado estos materiales no son reciclados, perdiéndose nutrientes y reduciendo la eficiencia de los sistemas productivos (Campos y Salazar, 2011).

En general son residuos que contienen materia orgánica (MO) y nutrientes tales como nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca) magnesio (Mg), sodio (Na) así como micronutrientes (cobre, manganeso, hierro, zinc). El contenido de estos nutrientes es variable. Sin embargo, debido a los grandes volúmenes generados

pasan a constituirse en un importante recurso de nutrientes para el suelo y pueden ser usados como mejoradores físicos especialmente para suelos degradados debido a un uso intensivo del mismo. (Barbazán et al., 2011).

Los nutrientes contenidos en las enmiendas orgánicas se dividen en una fracción orgánica y una soluble o disponible, siendo esta última de rápida disponibilidad para su absorción por las plantas. Cuando se consideran estas dos fracciones se habla de nutrientes totales. La forma orgánica de los nutrientes debe ser transformada a formas inorgánicas para su uso por las plantas, lo que ocurre naturalmente una vez aplicado al suelo a través de la mineralización (transformación biológica desde la fracción orgánica a inorgánica) de estos nutrientes (Campos y Salazar, 2011).

Los residuos o enmiendas orgánicas son una fuente de energía para los microorganismos del suelo, así como también pueden mejorar propiedades físicas y químicas del mismo. Dentro de las propiedades físicas pueden mejorar la aireación, capacidad de retención y penetración del agua, la formación de agregados con la consecuente mejora de la estructura del suelo (Alliaume et al., 2012). Dentro de las propiedades químicas, pueden mejorar la capacidad de intercambio catiónico, mejorando la absorción de cationes por la materia orgánica del suelo y el poder buffer del mismo (del Pino et al., 2014).

Se debe remarcar la importancia de la elección de dosis adecuadas de aplicación de enmiendas orgánicas, ya que tiene ventajas tanto económicas como ambientales. Las dosis a aplicar se deben ajustar en función de los rendimientos esperados de cultivos o pradera, tomando en cuenta la capacidad de aporte del suelo, rotación de cultivos, y aplicaciones de residuos orgánicos y/o fertilizantes químicos en años anteriores. Además, para establecer la dosis a aplicar, se debe considerar el desbalance nutricional propio de este tipo de residuos orgánicos. En general poseen un alto contenido de P en relación al contenido de N, por lo que si las dosis son aplicadas en base a los requerimientos de N del cultivo, es probable que se agregue un exceso de P (Qiong et al., 2012). El uso de dosis excesivas de residuos orgánicos puede aumentar el riesgo de pérdidas de nutrientes al ambiente a través de lixiviación, volatilización, desnitrificación, y escorrentía superficial (Barbazán et al., 2011; del Pino et al., 2014; Angin et al; 2017).

Algunas de las problemáticas del reciclado, re-uso, o sea, de la aplicación de lodos y residuos en los suelos son: la percepción del público, la pérdida de nutrientes, la presencia de metales pesados, la variabilidad dentro de un mismo tipo de residuos en cuanto al contenido de nutrientes y el posible contenido de patógenos o de sustancias químicas farmacéuticas. (del Pino et al., 2013; Healy et al., 2015).

## **1.2. LODOS PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (PTAR)**

Son lodos que se obtienen del tratamiento de las aguas residuales. A medida que estas aguas son tratadas, sufren una serie de procesos que reducen las concentraciones de los materiales orgánicos de fácil descomposición. Se le llama lodo o biosólido al residuo insoluble de dichos procesos (Singh y Agrawal, 2008).

### **1.2.1. Generación de lodos en plantas de tratamiento**

El proceso de funcionamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales industriales y domésticas puede dividirse en cuatro etapas:

- **Pretratamiento**

Consiste en procesos físicos de eliminación de sólidos gruesos de gran tamaño, arenas y grasas (desbaste, desarenado, desengrasado en ese orden), cuya presencia puede afectar los demás procesos de depuración. La remoción de estos elementos facilita el funcionamiento de los distintos procesos y operaciones, por lo que las unidades de pretratamiento serán las primeras en el esquema de tratamiento. La flotación se usa para eliminar sólidos en suspensión finamente divididos y de partículas con densidades cercanas al agua -grasas y aceites-; y el desarenado para eliminar materia en suspensión gruesa.

- **Tratamiento primario**

En esta etapa se remueve una porción de los sólidos suspendidos y de la materia orgánica del agua residual. Esta remoción normalmente es realizada por operaciones físicas como la sedimentación. El efluente del tratamiento primario usualmente contiene alto contenido de materia orgánica y una relativamente alta demanda biológica de oxígeno (DBO).

- Tratamiento secundario

Tiene como principal objetivo reducir la concentración de materia orgánica. Esta etapa del tratamiento es muchas veces vista como la principal de una planta de tratamiento, y la que define como ‘biológico’ a aquellos procesos que utilizan organismos biológicos (oxidación biológica) para la remoción de la materia orgánica. Existen gran variedad de procesos que permiten alcanzar este objetivo, entre ellos están: filtros percoladores, lodos activados mediante aireación convencional o extendida, lagunas aireadas, facultativas y/o anaerobias, reactores anaerobios, zanjas de oxidación.

- Tratamiento terciario

Es el tratamiento que permite remover nutrientes como P y N. A través de precipitación química (con cloruro férrico o sulfato de aluminio) y decantación se remueve P, mientras que para lograr el mismo resultado para N se llevan a cabo procesos biológicos como nitrificación/desnitrificación, entre otros (Rojas, 2002).

Al final de estos procesos se ha generado el efluente y el lodo. El efluente puede sufrir otros tratamientos posteriores de desinfección, también llamados terciarios), entre los cuales se encuentran la desinfección UV, cloración y decloración, y el uso de lagunas de maduración. Por otra parte, el lodo generado debe ser estabilizado y deshidratado previo a su disposición final. Para la reducción del volumen de los lodos en algunos caso se utilizan digestores (proceso biológico aeróbico), lechos de secado, equipos electromecánicos (filtros de banda y/o centrífugas) o bolsas drenantes, también llamadas geotextil (de la Peña et al., 2013; Barañao y Tapia, 2014; López et al., 2017).



Figura 1. Configuración típica de una planta de tratamiento de aguas residuales (Barañaño y Tapia, 2014).

### **1.2.2. Lodos provenientes de PTAR en el suelo**

La aplicación de enmiendas orgánicas al suelo, como son los lodos de PTAR, permite que las plantas se beneficien de los nutrientes que los constituyen. Sin embargo, debido a la alta variabilidad de los nutrientes que los componen, la caracterización química es indispensable para lograr un manejo adecuado de estos materiales que maximice sus beneficios y minimice los riesgos de contaminación (Barbazán et al., 2011). Este tipo de materiales no solamente son muy variables sino que además su contenido de nutrientes es bajo. Es de suma importancia la caracterización fisicoquímica de los materiales para poder realizar cálculos de dosis adecuados, así como frecuencias de aplicación para minimizar la pérdida de nutrientes al ambiente (del Pino et al., 2013).

En el Cuadro 1 se puede observar la variabilidad de la composición de lodos provenientes de PTAR en cuanto al contenido de nutrientes en relación a su lugar de origen, a partir del relevamiento realizado por Singh y Agrawal (2008).

El agregado de lodos de aguas residuales incrementa la actividad microbiana del suelo, la respiración y la actividad enzimática del suelo. Sin embargo, se ha observado una reducción de la actividad enzimática después de una incubación durante un período prolongado si el lodo aumentó la disponibilidad de metales en el suelo (Smith, 1991; Singh y Agrawal, 2008).

En relación al contenido de nutrientes, los lodos sanitarios tienen una alta concentración de N, fósforo (P), calcio (Ca) y Mg (magnesio). Debido al buen contenido de materia orgánica (MO) la aplicación de estos biosólidos mejora las propiedades físicas del suelo como son porosidad, densidad aparente, estabilidad de agregados y la capacidad de retención de agua del suelo (Alliaume et al., 2012; Alvarenga et al., 2015; Rigby et al., 2016).

Cuadro 1. Comparación de características fisicoquímicas de lodos de PTAR con distinto origen (Singh y Agrawal, 2008).

<b>Propiedades</b>	<b>Thailandia<sup>a</sup></b>	<b>España<sup>b</sup></b>	<b>India<sup>c</sup></b>
pH	6,82	8,6	7,1
Materia Orgánica (%)	19,82	43,4	23,2
Nitrógeno Total (%)	3,43	2,5	2,6
Fósforo Total (%)	---	1,06	1,34
K intercambiable (mg/kg)	870	---	---
Ca intercambiable (mg/kg)	8332	---	---
Calcio (%)	---	---	1,62
Potasio (%)	---	0,2	0,42
Cobre (mg/kg)	801	174	700
Cadmio (mg/kg)	1,22	1	1
Zinc (mg/kg)	1326	445	1900
Manganeso (mg/kg)	2621	---	400

<sup>a</sup>Parkpain et al. (1998).

<sup>b</sup>Martínez et al. (2002).

<sup>c</sup>Nandakumar et al. (1998).

En los lodos de aguas residuales, como en toda enmienda orgánica, es necesaria la mineralización de los nutrientes para que estos se encuentren disponibles para las plantas, a diferencia de lo que sucede con los nutrientes de los fertilizantes sintéticos. El N contenido en los biosólidos está presente tanto en formas inorgánicas (principalmente amonio) así como en formas orgánicas. La disponibilidad de la fracción orgánica de N, para ser aprovechada por el cultivo está determinada por varios factores como son las propiedades del suelo, el método de estabilización del lodo y las condiciones ambientales. Se ha calculado que el 10% de N orgánico puede ser mineralizado durante el primer año luego de la aplicación del lodo en el suelo (Rigby et al., 2016). Según estos autores el restante N orgánico se irá mineralizando a medida que pasa el tiempo a tasas menores. De todas maneras, para un manejo adecuado de este tipo de materiales como fuente de nutrientes para cultivos, se recomienda considerar la interacción entre el tipo de material y tipo de suelo (Corrêa et al., 2012).

Es usual realizar los cálculos de dosis a aplicar en función de los requerimientos de N. Sin embargo, es necesario tener cuidado ya que es posible que se produzca una acumulación de P en el suelo debido al alto contenido de este nutriente en los lodos sanitarios y por lo tanto aumente el P disponible en el suelo. Por esta razón algunos autores como Qiong et al. (2012) recomiendan hacer los cálculos de dosis en función del contenido y requerimientos de P, en vez de N.

### **1.2.3. Incidencia de patógenos**

Los lodos de PTAR son una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos de origen mineral y biológico que son removidos del agua residual en las plantas de tratamiento. Como se mencionó, los lodos son un subproducto del tratamiento físico (tratamiento primario), biológico (activación de lodos, filtración o rotación biológica) y fisicoquímico (precipitación con cal, cloruro férrico o aluminio) que se realiza en las plantas que reciben aguas servidas (Al-Gheethi et al., 2018b). Se ha observado que muchos de los microorganismos patogénicos que se encuentran presentes en las aguas servidas también se encuentran en los lodos de PTAR. Entre estos patógenos se incluyen bacterias, virus, protozoa, helmintos y hongos, los cuales es de esperarse que se encuentren también en los lodos primarios y secundarios. El tratamiento posterior de estos lodos mediante digestión aeróbica o anaeróbica y/o deshidratación reduce el número de patógenos, pero de todas maneras un significativo número de ellos se mantiene. El tipo de tratamiento determinará las concentraciones y el riesgo que puede implicar su disposición final. Se ha observado que los microorganismos que se encuentran en lodos “crudos” son transmitidos a los biosólidos debido a que durante los procesos de estabilización y sedimentación, las células bacterianas son adsorbidas a los materiales sólidos y precipitan con estos. Es por esta razón que los biosólidos tienen cantidades mayores de patógenos comparado con las aguas residuales (Dumontet et al., 1999). Las bacterias dominantes en los lodos son Bacillus, Clostridium, Mycoplasma, Eubacterium, y Proteobacteria las cuales son originalmente atribuidas al tracto gastrointestinal de mamíferos. Asimismo debe aclararse que los patógenos que se encuentran pueden variar según la procedencia de

las aguas residuales y los tratamientos del lodo. Algunos de los factores que afectan el potencial patogénico bacteriano de los lodos y su posibilidad de causar infecciones en humanos incluyen la habilidad de las bacterias para sobrevivir en los lodos y el ambiente, dosis efectiva y patogenicidad. Todavía se necesita más investigación acerca de la causa de qué algunas bacterias patogénicas tienen el potencial de sobrevivir en el medio ambiente mientras que otras no lo logran (Al-Gheethi et al., 2018a). Diversos autores remarcan la importancia de investigar sobre la concentración de patógenos que se encuentra en los lodos con las técnicas actuales así como la posible diseminación de genes de resistencia a antibióticos al ambiente (Gerba y Smith, 2005; Lopes et al., 2018).

En Uruguay, Gilsanz y colaboradores (2013) evaluaron la aplicación de lodos de PTAR en un cultivo de lechuga sembrado en un suelo Brunosol típico de uso hortícola de la zona sur del país. Durante 6 ciclos de lechuga no se encontró contaminación por patógenos ni en el cultivo ni en el suelo. Se resalta que se debe respetar los tiempos mínimos entre la aplicación de los lodos y la cosecha de los cultivos de manera de minimizar el riesgo de contaminación.

Gran parte de la investigación hecha sobre la detección e implicancias de los patógenos en los lodos o en suelos en los cuales se aplicaron lodos fue llevada a cabo a finales de los 1970s y durante los 1980s. Se concentró en la inactivación de potenciales patógenos mediante procesos que permiten la estabilización química y reducen el olor que proviene de este tipo de lodos (Smith, 1991; Straub et al., 1993).

Como forma de bajar la presencia de patógenos en los lodos se realizan diversos tratamientos de desinfección los cuales se centran en reducir la presencia patogénica por debajo de límites detectables. Algunos métodos incluyen la estabilización del biosólido como son la digestión anaeróbica, digestión aeróbica, compostaje, estabilización alcalina o secado al aire. Entre los métodos que permiten la desinfección se encuentran la pasteurización, almacenado a largo plazo, irradiación, secado con calor u otros tratamientos con calor (Al-Gheethi et al., 2018b; Lopes et al., 2018).

Un método que permite la higienización de los lodos es el agregado de cal. La disminución de la carga microbiológica de los lodos con el agregado de cal está

relacionada principalmente al aumento del pH del lodo más que al porcentaje de cal que es agregado (Bina et al., 2004). Los autores Parmar et al. (2001), Bina et al. (2004) y Greya et al. (2016) encontraron que lodos con pH iguales o mayores a 12 (mediante agregado de cal) durante el lapso de dos horas permite disminuir considerablemente los niveles de coliformes fecales que se pueden encontrar en ellos.

Por otro lado, durante el proceso de compostaje, debido a las altas temperaturas que se alcanzan, se ha encontrado que se logra bajar al mínimo el nivel de patógenos encontrado. Para disminuir en la misma medida el nivel patogénico mediante el agregado de cal, es necesario que se mantenga el pH en 12 por períodos prolongados (60 meses). Lo más dificultoso de eliminar son los huevos de nematodos que se puede encontrar en los lodos de PTAR debido a su resistencia frente a los diferentes tratamientos implementados (Gantzer et al., 2001).

#### **1.2.4. Metales pesados y contaminantes orgánicos en lodos sanitarios**

La sociedad moderna depende en gran medida de diversos químicos orgánicos los cuales pueden llegar en algunos casos a las aguas residuales. Entre estos químicos se encuentran hidrocarburos, hidrocarburos poliaromáticos, bifenilos policlorados, surfactantes perfluorados, productos de cuidado personal, productos farmacéuticos, benzotriazoles, entre otros. La degradación y atenuación durante el tratamiento de las aguas servidas remueve gran parte de estos contaminantes orgánicos. Sin embargo, algunos de ellos son transferidos a los lodos y pueden estar presentes en concentraciones residuales, dependiendo de la concentración inicial, la lipoficidad y el grado de destrucción durante los procesos de tratamiento de las aguas residuales (Clarke y Smith, 2011; Fijalkowski et al., 2017).

Intentar implementar cambios en el tratamiento de las aguas residuales para minimizar la ocurrencia de químicos orgánicos es poco práctico. Conjuntamente es difícil encontrar cuales son las condiciones específicas que mitigarían la acumulación de este tipo de compuestos. Sin embargo, la literatura muestra que las condiciones aeróbicas promueven más la degradación de los compuestos en comparación a condiciones anóxicas. Así como una combinación de distintas reacciones redox

también tienen el potencial de biodegradar algunos químicos orgánicos (Semblante et al., 2015).

Rivier et al., (2019) estudiaron el efecto de algunos contaminantes orgánicos que es posible encontrar en los lodos provenientes de PTAR y su efecto en el suelo así como en la macrofauna del mismo. Encontraron que la disipación de estos compuestos es muy variable y el efecto sobre organismos como lombrices (macrofauna) perdura aún 3 meses después de la aplicación del lodo, pese a la vida media corta del compuesto. Los resultados de los trabajos de Rivier et al. (2019), y otros trabajos recientes como el de Thomaidi et al. (2016), sugieren que se debería disminuir la carga de microcontaminantes orgánicos al suelo. Sugieren que algunos compuestos en particular como son el triclosan, compuestos fenólicos sintéticos y siloxanos deberían ser incluidos en las campañas de monitoreo ambiental en los países que se usen biosólidos de aguas servidas en la agricultura.

El contenido de metales en los lodos provenientes de PTAR adquiere importancia debido a que pueden contener residuos comerciales y/o de algunas industrias; aunque se ha visto que su contenido es sumamente variable.

La mayoría de la investigación que se ha producido sobre la aplicación de este tipo de residuos y los riesgos por su contenido de metales está centrada en algunos metales pesados, específicamente en aquellos que es más probable que produzcan toxicidad en plantas, animales y humanos. Los metales pesados mayormente estudiados por su potencial riesgo son zinc (Zn), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), cadmio (Cd), plomo (Pb) y mercurio (Hg). La toxicidad en plantas con metales pesados varía según las especies, el metal específico, la concentración, forma química así como pH y composición del suelo. No siempre el contenido inicial del metal en el lodo es representativo de su disponibilidad posterior y absorción por parte de la planta (McBride, 2003).

De la misma manera, varios metales son nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas. Algunos de estos metales pesados como Cobre (Cu) y Zinc (Zn) sirven como cofactores y activadores de reacciones enzimáticas, por ejemplo, formando complejos enzima/sustrato o funcionan como grupo prostético en las metaloproteínas. Estos nutrientes esenciales que son metales traza participan en

reacciones redox, transferencia de electrones y funciones estructurales en el metabolismo de los ácidos nucleicos. Sin embargo, algunos metales pesados como cadmio (Cd), mercurio (Hg) y arsénico (As) son tóxicos para algunas enzimas sensibles lo cual puede resultar en inhibición del crecimiento y muerte de los organismos (Nagajyoti et al., 2010).

En un trabajo hecho hace más de 30 años en Holanda se aplicó distintas dosis de lodos provenientes de PTAR, se evaluó la disponibilidad de metales en el suelo y el contenido de los mismos en la pastura. Se encontró que la acidificación del suelo aumenta la absorción de los metales por parte de la pastura. A menor pH en el suelo, aumenta la disponibilidad de los metales. Esta respuesta tiene un orden decreciente para dichos elementos y es el siguiente: Mn, Ni, Cd, Zn, Pb, Cu, Cr. A su vez, la absorción de metales provenientes de los lodos por parte de la pastura fue menor en comparación con la absorción proveniente de sales metálicas mezcladas en el suelo (Dijkshoorn et al., 1981). El aumento en la disponibilidad de metales frente a la disminución del pH se debe a la disolución de complejos carbonato-metal que liberan iones metálicos a la solución del suelo, entre otros factores como son la naturaleza y concentración del metal, factores ambientales y componentes del suelo (de Santiago-Martín et al., 2013). Por otra parte, la aplicación de lodos de aguas servidas al suelo, puede aumentar el contenido de carbono orgánico lo cual también se ha encontrado que puede afectar la disponibilidad de los metales (Khan et al., 2008).

Para aquellos suelos que debido a la aplicación de lodos de PTAR (u otra contaminación de origen antropogénico) tienen una alta concentración de metales, se ha estudiado la posibilidad de usar plantas capaces de acumular metales en sus tejidos. A este tipo de plantas se las llama hiperacumuladoras. Al proceso de extracción de metales del suelo usando plantas se le llama fitoremediación; el cual es muy amigable con el medio ambiente y de bajo costo. Sin embargo, varios factores se deben tomar en cuenta para poder llevar adelante dicho proceso: la concentración y tipo de contaminante, tipo de suelo, tiempo que insume así como el tipo de plantas a ser usado ya que depende de la planta el metal que es capaz de acumular (Baker et al., 1994; Krämer, 2010; Tangahu et al., 2011).

El trabajo que se presenta tiene como objetivo evaluar la viabilidad del agregado de lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales en suelos cultivados con especies forrajeras, como sustitutos del fertilizante químico. En los últimos tiempos en nuestro país se han aumentado las plantas de tratamiento de aguas residuales con el concomitante aumento de los lodos que se generan en el proceso y es necesario encontrar una disposición final de los mismos que permita tanto el reciclaje de los nutrientes como evitar su pérdida.

Para dichos efectos, se desarrolló el trabajo que se presenta como componente de la tesis.

Artículo: Aplicación al suelo de lodos provenientes de plantas del tratamiento de aguas residuales para el crecimiento de raigrás y sorgo. Los objetivos del trabajo fueron:

- 1) Cuantificar el efecto de la aplicación de lodos provenientes de aguas residuales frescos, compostados y encalados, sobre el rendimiento y contenido de nutrientes de cultivos de raigrás y sorgo
- 2) Evaluar si el agregado de este tipo de materiales modifica propiedades fisico-químicas del suelo como el contenido de N, P disponible, K, y otras bases intercambiables, pH y conductividad eléctrica.

El artículo se enviará a la revista Ciencias Agronómicas Argentina.

## **2. APLICACIÓN AL SUELO DE LODOS PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA EL CRECIMIENTO DE RAIGRÁS Y SORGO**

<sup>A</sup> Departamento de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo, Uruguay.  
Autor correspondiente. Email: garrarte@fagro.edu.uy

### **2.1. RESUMEN**

Los lodos de aguas servidas presentan altos contenidos de nutrientes lo que permite gestionarlos con fines agronómicos. El objetivo de este trabajo fue cuantificar el rendimiento y contenido de nutrientes en plantas así como analizar determinadas propiedades fisico-químicas del suelo al aplicar distintas dosis de lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales, sometidos a diferentes procedimientos sobre cultivos de raigrás, seguido por sorgo. Previo a la siembra del primer cultivo se aplicaron 2 dosis de lodo fresco, lodo tratado con cal (encalado), lodo compostado y un fertilizante sintético en parcelas en el campo. Se analizaron los materiales y la biomasa aérea de los cultivos, determinándose el contenido de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn y Zn). El suelo se muestreó luego de 30 días de incorporados los materiales y a la cosecha de los cultivos, analizando N mineral, P disponible y bases intercambiables. Se observó un efecto positivo de la aplicación de los materiales sobre la producción de biomasa aérea de raigrás y sorgo, mostrando los lodos puros y encalados un mayor aporte de nutrientes que el lodo compostado. Se observó una baja residualidad de los lodos en el segundo cultivo (sorgo), excepto para la dosis mayor de lodos encalados. Todos los materiales y el fertilizante mostraron efecto positivo de la dosis sobre la producción de forraje, indicando que las dosis evaluadas están en el rango recomendable en términos de disponibilidad de nutrientes. Se observaron escasos efectos de los lodos sobre las propiedades del suelo luego de un año de su aplicación.

Palabras clave: lodo encalado, lodo compostado, nutrientes, experimento de campo, Uruguay

## **2.2. SUMMARY**

The sewage sludge presents high contents of nutrients which allow its agronomic use. The objective of this work was to quantify the yield and nutrient content as well as to analyze certain physical and chemical properties of the soil by applying different doses of sludge from wastewater treatment plants subjected to different procedures on ryegrass and sorghum crops. Prior to sowing the first crop, 2 doses of fresh sludge, sludge treated with lime (liming), composted sludge and a synthetic fertilizer were applied in plots in the field. The materials and aerial biomass of the crops were analyzed, determining the nutrient content (N, P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn and Zn). The soil was sampled after 30 days of incorporating the materials and harvesting the crops, analyzing mineral N, available P and exchangeable bases. A positive effect of the application of the materials on the production of aerial biomass of ryegrass and sorghum was observed, showing the pure and limed sludge greater contribution of nutrients than the composted sludge. A low residuality of the sludge was observed in the second crop (sorghum), except for the higher dose limed sludge. All materials and fertilizer showed dose effect on forage production, indicating that the doses evaluated are in the recommended range in terms of nutrient availability. Weak effects of sludge on soil properties were observed after one year of application.

Keywords: limed sludge, composted sludge, nutrients, field experiment, Uruguay

## **2.3. INTRODUCCIÓN**

El aumento de la población lleva a la generación de un importante volumen de desechos. Debido a la necesidad de gestionarlos responsablemente, estos desechos son sometidos a diferentes tratamientos, generándose lodos, efluentes y residuos, por lo que es necesario buscar un uso sustentable de los mismos. Desde hace varias décadas los residuos tanto de industrias como urbanos, con distintos sistemas de tratamientos son estudiados en un intento de reutilizar los nutrientes que los constituyen (Banerjee et al. 1997; Hernández et al. 1991; Singh and Agrawal 2008). Uno de los posibles caminos es su aplicación al suelo, como forma de aprovechar los nutrientes que contienen para el crecimiento de plantas.

En Uruguay, en los últimos tiempos se ha encontrado una alta carga de nutrientes en los cursos de agua lo que ha llevado a la eutrofización de los mismos (Barreto et al., 2017). Esto desencadenó una serie de medidas que apuntan a la gestión responsable de los residuos sanitarios, de la industria y en el sector agropecuario. En este marco se han construido Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) por parte de Obras Sanitarias del Estado (OSE), por lo que es necesario encontrar una disposición final adecuada de los productos de dichas plantas.

Los lodos generados a partir de procesos industriales o de aguas servidas presentan generalmente una carga importante de nutrientes, lo que los hace adecuados para su utilización agronómica, sustituyendo la fertilización química (Sánchez-Monedero et al 2004). También se valora su aporte de materia orgánica, aunque en general se trata de compuestos orgánicos lábiles, de rápida descomposición. El contenido de nutrientes es muy variable, pero en general aportan nitrógeno (N), fósforo (P) y en menor medida otros nutrientes como calcio (Ca), potasio (K) y magnesio (Mg) (Smith, 1991; Alvarenga et al., 2015). Pese a las variaciones que se han observado en diferentes trabajos, se puede concluir que la utilización de este tipo de lodos permite mejorar la fertilidad y por lo tanto las propiedades fisicoquímicas de los suelos (Zaman et al., 2004; Cheng et al. 2007; Bai et al. 2014; Mondal et al. 2015; Zoghlami et al. 2016).

A su vez, los lodos sanitarios pueden contener metales pesados, lo que trae aparejado un cierto riesgo desde el punto de vista ambiental (Barbazán et al. 2010; del Pino et al. 2014; Healy et al. 2016). No obstante Leppe et al. (2002) caracterizaron lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales en Chile y observaron que los niveles de metales pesados no eran altos, además de que desde el punto de vista de su contenido de nutrientes, presentaban muy buenas potencialidades.

Los lodos provenientes PTARs son el producto de procesos físicos (tratamiento primario), biológico y fisicoquímico (precipitación con cal, cloruro férrico o de aluminio). Aunque son sometidos a estos tratamientos, muchos microorganismos

(parásitos, bacterias y virus) que son inherentes a las aguas residuales, también están presentes en los lodos, incluyendo patógenos nocivos para los humanos (Straub et al., 1993; Brooks et al., 2009). De manera de intentar bajar la carga patogénica se utilizan diferentes tratamientos, entre los cuales se encuentra la digestión aeróbica o anaeróbica, el compostaje y el agregado de cal, llevando el lodo a un  $\text{pH} > 12$  (Gerba y Smith, 2005, Kelessidis y Stasinakis, 2012). Adicionalmente estos tratamientos posteriores pueden reducir la materia orgánica, el contenido de agua y disminuir los olores poco agradables que provienen de la oxidación incompleta de la materia orgánica. Estos tratamientos para reducir patógenos y olores permiten obtener un producto que se puede utilizar en agricultura (Bean et al., 2007; Al-Gheethi et al., 2018). Los tratamientos más comúnmente recomendados para eliminar patógenos son el lodo compostado y el lodo encalado. El agregado de  $\text{CaO}$  a los lodos provenientes de PTARs provoca un aumento en el  $\text{pH}$  de los mismos lo que permite la eliminación de patógenos. Asimismo este proceso produce un aumento en el porcentaje de materia seca del lodo, debido a que el aumento en la temperatura provoca la evaporación de agua disminuyendo su contenido, lo cual facilita su transporte. Paralelamente, se producen cambios en la estructura de compuestos orgánicos como son grasas y proteínas (Marcinkowski, 2010). También se reporta que el agregado de cal reduce solo escasamente el contenido de N y hay un aumento en la disponibilidad de P cuando el suelo tiene un  $\text{pH}$  cercano a la neutralidad (Andreadakis, 1999; Navarro García y Navarro García, 2013). Estos autores plantean que la disponibilidad de metales aumenta en suelos con  $\text{pH}$  ácidos ( $\text{pH} < 5$ ). Si por el contrario al agregar lodo encalado aumenta el  $\text{pH}$ , los metales como Fe, manganeso, cobre o zinc tienden a insolubilizarse a compuestos tipo hidróxidos lo que disminuye las posibilidades de ser utilizados por las plantas (Navarro García y Navarro García, 2013). En forma similar el aumento de  $\text{pH}$  del suelo disminuye la biodisponibilidad de metales pesados, que podrían estar presentes en el lodo (Gul et al., 2015).

Existe al día de hoy preocupación por buscar un manejo adecuado para el uso de este tipo de materiales como fertilizantes, y está ampliamente demostrado que la liberación de nutrientes a partir de estos materiales es afectado por el tipo de suelo,

clima y ambiente (Torri et al., 2012; Torri et al., 2015). Adicionalmente la composición de los lodos sanitarios depende del tipo de agua residual que les da origen así como de los procesos que son llevados a cabo en la planta de tratamiento. Esto hace necesario el estudio específico de cada situación por separado, pudiendo luego aplicarse las conclusiones a sistemas de tratamiento similares.

Una de las problemáticas a tener en cuenta al usar este tipo de materiales es la baja concentración de nutrientes en relación al volumen de los mismos, lo que eleva los costos de traslado y aplicación. Este hecho, junto a la dificultad de establecer dosis de aplicación, por su composición variable, implica un desafío al momento de utilizar los lodos sanitarios como sustitutos de los fertilizantes químicos y minimizar el riesgo de pérdida de nutrientes hacia el ambiente (del Pino et al., 2013).

A pesar de esas dificultades y a la variaciones que se han observado en trabajos realizados en distintas condiciones, se puede esperar que la utilización de este tipo de lodos permita mejorar la fertilidad y por lo tanto las propiedades fisicoquímicas de los suelos (Cheng et al., 2007; Mondal et al., 2015; Zoghalmi et al., 2016; Bai et al., 2016). En Uruguay es muy escasa la experiencia de utilización de estos materiales. En un estudio llevado a cabo por Gilsanz et al. (2013), en el cual evaluaron lodos sanitarios como enmienda orgánica en cultivos de lechuga no encontraron contaminación por parte de patógenos al cultivo ni a los suelos, en tanto que los rendimientos fueron similares a los obtenidos para los cultivos con fertilización química.

Los objetivos de este trabajo fueron: 1) cuantificar el efecto de la aplicación de lodos provenientes de aguas residuales con diferentes tratamientos: frescos, compostados y encalados, sobre el rendimiento y contenido de nutrientes de cultivos de raigrás y sorgo, y 2) evaluar si el agregado de este tipo de materiales modifica el pH y conductividad eléctrica, contenido de N mineral, P disponible, y bases intercambiables (Ca, Mg, K y Na).

## 2.4. MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en el Centro Regional Sur (CRS) de Facultad de Agronomía (34°36'23" S, 56°13'13" O), sobre un Argiudol franco arcilloso. El horizonte A (de 24 cm de espesor) cuenta con 370 g kg<sup>-1</sup> de arcilla, 380 g kg<sup>-1</sup> de limo y 250 g kg<sup>-1</sup> de arena. Desde el punto de vista analítico el horizonte A del suelo presenta un pH de 5,8, contenido de MO de 44 g kg<sup>-1</sup> y 16,6 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de cationes intercambiables (9,4 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de Ca, 5,5 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de Mg, 1,3 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de K y 0,7 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> de Na). En el área del experimento el clima es templado con una temperatura promedio de 17°C y la lluvia promedio es de 1200mm anualmente (Castaño *et al.*, 2011). El suelo fue laboreado previamente mediante el pasaje de una rastra de discos, de manera de prepararlo para la siembra.

Se marcaron 27 parcelas de 2 x 4 m dispuestas en 3 bloques. En cada bloque se dispusieron de manera aleatoria los tratamientos, los cuales fueron un tratamiento testigo (sin agregado de enmiendas o fertilizantes) y dos dosis de los siguientes materiales: lodo de PTAR fresco, lodo de PTAR encalado, lodo de PTAR compostado y fertilizante sintético (18 % de N y 46 % de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>). Las características fisicoquímicas de los materiales se presentan en la Tabla 1. El lodo encalado se preparó agregando cal (CaO) a ambas dosis de lodo alcanzando un 13,5% de cal (CaO) en la mezcla (en base seca). El lodo compostado fue elaborado por la planta de tratamientos de residuos orgánicos TRESOR. Se obtuvo a partir de una mezcla de 4,3 m<sup>3</sup> de lodo fresco, 4 m<sup>3</sup> de chip de podas, 4 m<sup>3</sup> de grasas provenientes de industria aceitera, 2,5 m<sup>3</sup> de carbohidratos y 4 m<sup>3</sup> de materiales provenientes de otras mezclas que se encontraban en etapa termofílica. El material correspondiente a los tratamientos con lodo fresco y encalado provenía de la PTAR de OSE-Canelones, siendo extraído inmediatamente después de su separación del efluente líquido. Las dosis de los diferentes materiales fueron escogidas a partir de un experimento de incubación previo de suelos con materiales del mismo origen (datos no presentados). En el mismo se evaluó la mineralización de los materiales y en función de los datos obtenidos se escogieron las dosis. Para el cálculo de las dosis utilizadas, se asumió además que solamente entre el 30 y el 50% del N total de las enmiendas se

encuentra disponible en el corto plazo para el cultivo. De este hecho vienen dadas las diferencias en las dosis de N para los materiales orgánico a diferencia de la dosis aplicada con el fertilizante sintético (todo el N inmediatamente disponible) y con lodo compostado (Corrêa, 2012; Rigby, 2016).

Tabla 1. Caracterización química de los materiales usados en el experimento (en base seca)

	MS	N	P	Ca	Mg	Na	K	Cu	Fe	Mn	Zn
	----- g kg <sup>-1</sup> -----						----- mg kg <sup>-1</sup> -----				
Lodo fresco	132	41	21	20	4	1	2	160	18260	1240	640
Lodo encalado	212	31	14	134	5	1	2	180	22040	840	440
Lodo compostado	555	17	13	24	3	1	4	52	8344	256	364

En la Tabla 2 se presentan las dosis de materiales utilizadas en el experimento. De aquí en adelante se utilizará para el resto del artículo la nomenclatura usada en la Tabla 2.

Tabla 2. Dosis de material en el experimento

			Material fresco	Material seco	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Ca
			----- Mg ha <sup>-1</sup> -----	----- kg ha <sup>-1</sup> -----			
Lodo fresco	Dosis baja	LB	31	4,1	171	199	84
	Dosis alta	LA	63	8,3	341	398	169
Lodo encalado	Dosis baja	EB	34	6,6	171	199	889
	Dosis alta	EA	68	13,3	341	398	1778
Lodo compostado	Dosis baja	CB	23	12,3	175	317	294
	Dosis alta	CA	45	24,7	350	634	588
Fertilizante	Dosis baja	FB		0,26	47	120	
	Dosis alta	FA		0,52	94	240	

El 23 de marzo de 2015 se aplicaron los tratamientos manualmente lo más uniformemente posible y se incorporaron los materiales con excéntrica a una profundidad de aproximadamente 15 cm. Inmediatamente se sembró raigrás (*Lolium multiflorum L.*) al voleo. El raigrás tuvo un crecimiento inicial pobre, debido a que a continuación de la siembra las precipitaciones fueron menores al promedio para dicho período y zona del país (Figura 1). Se realizaron 2 cortes del cultivo: a los 4

meses de la siembra (8 de julio de 2015) y a los 6 meses (28 de setiembre de 2015). En el cultivo de raigrás se cortó el forraje a una altura de aproximadamente 2 cm (cuadros de 50 x 20 cm) en 3 zonas diferentes de la parcela, totalizando 0.3 m<sup>2</sup> por parcela. En ambos cultivos una vez realizado el muestreo se cortó a la altura correspondiente el resto del experimento (2cm) y se retiró el material cortado.

En octubre de 2015 se realizó un nuevo laboreo de las parcelas mediante excéntrica y, sin agregado de lodos ni fertilizante, sembrando posteriormente sorgo forrajero (*Sorghum vulgare*) el 17 de octubre de 2015. El primer corte de biomasa aérea de sorgo se realizó el 20 de enero y el segundo el 9 de marzo de 2016. El sorgo forrajero, por tratarse de plantas de alto porte se cortó con una pastera de cuchilla a 5 cm de altura, totalizando un área de corte de 2.28 m<sup>2</sup> por parcela.

Se realizaron tres muestreos con calador de suelos, el primero un mes después de aplicados los tratamientos (23 de abril de 2015), el segundo luego de la cosecha del cultivo de raigrás (8 de diciembre de 2015) y el último muestreo fue posterior a la cosecha del sorgo forrajero (9 de marzo de 2016). En todos los muestreos se tomaron muestras compuestas por 20 tomas de cada parcela a una profundidad de 0-15 cm.

#### **2.4.1. Análisis de suelos, enmiendas y plantas**

En las muestras de suelos se analizó C orgánico por oxidación con K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> en H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Nelson y Sommers, 1996). El N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se determinó colorimétricamente según el método de Berthelot (Rhine et al., 1998), y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> luego de la reducción de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a través de una columna de cadmio según la Reacción de Griess-Ilosvay (Mulvaney, 1996). El P disponible se determinó mediante Bray N°1 (Bray y Kurtz, 1945). Se midió el pH en agua (relación suelo:solución 1:1) con un electrodo de pH en un equipo Orion Research modelo 701 A. La conductividad eléctrica se midió utilizando una relación suelo:agua de 1:1 con un conductímetro Orion modelo 122. Se determinó el contenido de bases intercambiables mediante extracción con acetato de amonio 1M a pH 7 y posteriormente se analizaron Ca y Mg por

espectrofotometría de absorción atómica, y K y Na por espectrofotometría de emisión (K y Na), empleando un Espectrofotómetro Perkin Elmer 3300.

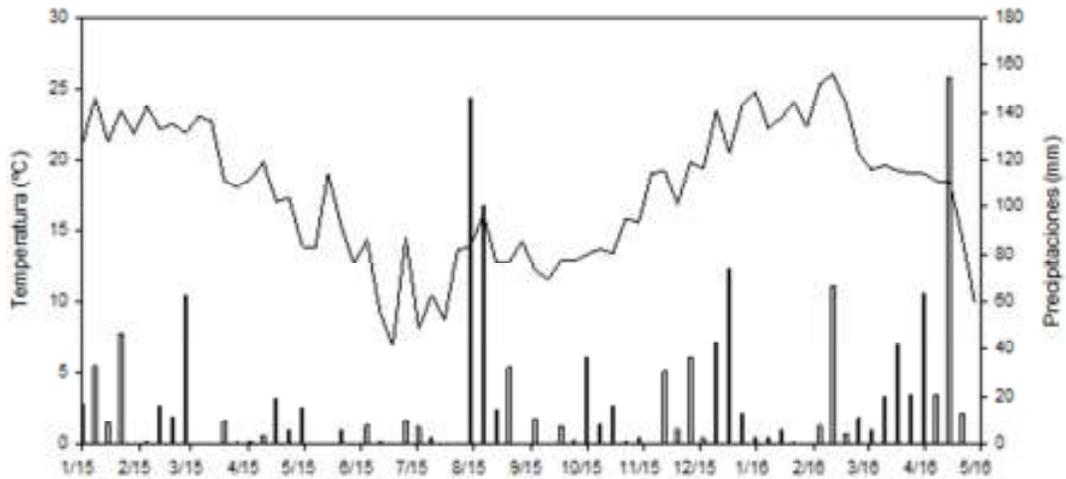


Figura 1. Precipitaciones y temperatura promedio por día durante el período de los cultivos.

Las muestras vegetales y de las enmiendas fueron secadas a 60 °C y luego fueron finamente molidas. El N total fue analizado por el método de Kjeldahl, por mineralización con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado a 370°C y posterior destilación con NaOH recogiendo el destilado en H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> y titulando con HCl. En una muestra calcinada durante 5 horas a 550 °C se disolvieron las cenizas con HCl y en el extracto se determinó P total por el método colorimétrico con ácido ascórbico (Murphy y Riley, 1962). En el mismo extracto se determinaron Ca, Mg, Cu, Fe, Zn y Mn por espectrofotometría de absorción atómica, en tanto que K y Na fueron determinados por espectrofotometría de emisión.

#### **2.4.2. Análisis estadístico**

Los tratamientos se dispusieron en un diseño de bloques aleatorizados. Para los resultados de producción de biomasa aérea, concentración de nutrientes en tejido vegetal y efectos de los tratamientos sobre el suelo se realizó el análisis de varianza. También se utilizó el análisis de contrastes para determinar los efectos de los materiales (contraste testigo vs. tratamientos, contraste fertilizante químico vs.

materiales orgánicos, contraste lodo puro vs. lodo encalado). Adicionalmente dentro de cada material se utilizó el análisis de contrastes para evaluar el efecto de la dosis. Para los análisis se utilizó el paquete estadístico SAS.

## **2.5. RESULTADOS**

### **2.5.1. Rendimiento y contenido de nutrientes en el cultivo de raigrás y sorgo**

En la Figura 2 se presenta la producción de forraje del cultivo de raigrás. En el primer corte se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,005$ ) entre las parcelas testigo y las restantes parcelas mediante el análisis de contrastes. También se observó una diferencia significativa ( $p < 0,005$ ) en las parcelas que tenían agregado de lodo encalado con la dosis alta, en las que se obtuvo mejor rendimiento que en las parcelas con agregado de fertilizante químico. En el segundo corte la producción de forraje fue mayor comparada con el primero, lo cual es acorde a la etapa de crecimiento del cultivo. En este corte se observó similar tendencia, con las mayores respuestas en lodo encalado, seguido por lodo fresco y fertilizante. En ambos cortes las parcelas con agregado de lodos compostados produjeron menos forraje de raigrás en comparación con lodos frescos y encalados mostrando, con la dosis baja valores similares a los producidos por las parcelas testigos. Es de destacar que en la biomasa aérea (en base seca) se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,005$ ) entre dosis alta y baja en las parcelas con lodos frescos y encalados (análisis de contrastes), no así en el caso de lodos compostados y tratamiento fertilizado.

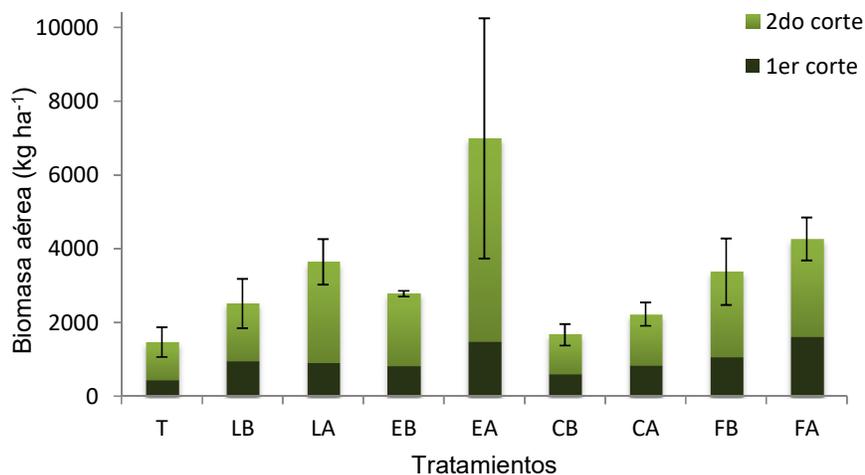


Figura 2. Biomasa aérea (base seca) de raigrás obtenida en los 2 cortes. El color más oscuro se corresponde al rendimiento del primer corte y el color más claro al segundo corte. Las barras verticales indican desvío estándar del total de biomasa de cada tratamiento. T: testigo, LB: lodo fresco dosis baja, LA: lodo fresco dosis alta, EB: lodo encalado dosis baja, EA: lodo encalado dosis alta, CB: lodo compostado dosis baja, CA: lodo compostado dosis alta, FB: fertilizante químico dosis baja, FA: fertilizante químico dosis alta

La concentración de N, P, K y Ca foliar del cultivo de raigrás presentó diferencias en el primer corte, las cuales no se mantuvieron en el segundo corte del cultivo. En cuanto a la concentración de Mg fue similar para todos los tratamientos en los dos cortes realizados (Tabla 3). En relación a las cantidades totales de los nutrientes en la biomasa aérea del cultivo de raigrás se encontraron efectos de los tratamientos al realizar el análisis estadístico de contrastes. Al comparar el tratamiento testigo, sin ningún agregado, con los restantes tratamientos, se encontraron valores menores en la cantidad total absorbida de todos los nutrientes analizados. Un comportamiento similar se observó al comparar los lodos compostados con los restantes tratamientos. Con excepción de N, no hubo diferencias en el contenido de nutrientes entre el fertilizante químico y los restantes tratamientos. Con respecto al contenido de N, en el primer corte, los tratamientos lodo, lodo encalado y fertilizante fueron similares y mayores que el resto. Además se observó un efecto dosis en los tratamientos con lodo encalado y con fertilizante.

Al comparar los tratamientos lodos frescos y lodos encalados fue mayor la cantidad de todos los nutrientes foliares analizados en las parcelas con agregado de lodos encalados. Por otra parte, no se observaron diferencias entre las dosis de lodos frescos en cuanto al contenido de nutrientes en el cultivo. En cambio la dosis alta de lodo encalado fue significativamente mayor comparado con la dosis baja para los nutrientes analizados, tanto macro como micronutrientes. El efecto dosis en el tratamiento con lodo encalado se observó en todos los nutrientes estudiados.

En la Tabla 4 se muestran los resultados de la concentración y contenido total de micronutrientes en el cultivo de raigrás. En el primer corte se encontraron concentraciones mayores con respecto al segundo corte del cultivo, excepto para Mn que fue a la inversa. El tratamiento con fertilizante químico no tuvo diferencia significativa en cuanto a los contenidos de Cu respecto a los tratamientos con materiales orgánicos. El lodo encalado en la dosis alta presentó mayores valores de Cu comparado al mismo lodo en la dosis baja, a diferencia del lodo fresco el cual no presentó diferencia entre dosis. A su vez los tratamientos que presentaron una concentración de Cu menor con respecto a los demás, en ambos cortes fue el testigo. En cuanto a la concentración de Fe no hubo diferencias significativas entre tratamientos en ninguno de los dos cortes, con excepción del lodo compostado que presentó una concentración mayor que los otros lodos. Es de resaltar que la menor concentración de Mn en los 2 cortes de raigrás ocurrió en las parcelas con lodos encalados en ambas dosis y la mayor en aquellas con fertilizante químico. No hubo diferencias significativas entre tratamientos en el primer corte de raigrás en cuanto a la concentración de Zn. Sin embargo en el segundo corte, fue mayor la concentración de Zn en el tratamiento con lodo fresco alto y la menor en el lodo compostado bajo.

Tabla 3. Concentración (al primer y segundo corte) y contenidos totales de macronutrientes en el cultivo de raigrás. Probabilidad del análisis de contrastes.

	N		P		K		Ca		Mg		N	P	K	Ca	Mg
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2					
	----- g kg <sup>-1</sup> -----										----- kg ha <sup>-1</sup> -----				
T	26	12	3,5	2,7	35	31	3,7	3,4	2,1	1,9	18,7	2,8	34,4	6	3,1
LB	24	11	3	2,7	32	25	3,6	3,3	2	1,9	30,1	4,6	50,3	7,5	4
LA	22	11	2,6	3,1	25	31	3,7	3,6	1,9	2,1	38,3	6,6	66,5	9,4	5
EB	23	12	1,8	2,7	26	29	4,6	3,9	2	2	30	4,1	46,1	7,4	3,7
EA	17	11	1,7	2,5	25	25	4,6	3,6	2,1	2	66,9	8,7	99,8	12,4	6
CB	16	11	1,5	2,4	25	22	4,9	3,3	2,2	1,9	20,6	3	38,4	6,4	3,3
CA	17	12	1,4	2,1	24	24	5,3	3,6	2,3	2,1	26,6	3,9	47	7,7	3,9
FB	20	12	2,2	2,5	30	26	4,4	3,5	2,2	2	37,4	6	62,9	8,1	4,6
FA	29	13	2,4	3,4	38	38	3,9	3,3	1,9	1,8	57,6	9,2	91,2	10,9	6,1
<b>Contrastes</b>	<b>Probabilidad de contraste</b>														
T vs OT	0,002	NS	<0,001	NS	NS	NS	0,007	NS	NS	NS	0,001	0,002	0,001	0,001	<0,0010
C vs L y E	<0,001	NS	<0,001	NS	0,004	0,001	0,012	NS	NS	NS	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
L vs E	0,003	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,001	0,003	<0,001	0,007	0,001
Dosis L	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,047	NS
Dosis E	NS	NS	0,020	NS	0,002	NS	NS	NS	NS	NS	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
F vs Mat Org	NS	NS	<0,01	NS	NS	NS	0,03	NS	NS	NS	0,03	NS	NS	NS	NS

Los Contrastes realizados fueron T vs OT: testigo vs otros tratamientos, C vs L y E: lodos compostados vs. Lodos frescos y encalados, L vs. E: lodos frescos vs lodos encalados, Dosis L: dosis lodo fresco, Dosis E: dosis lodos encalados, F vs. Mat Org: fertilizante químico vs. materiales orgánicos

Tabla 4. Concentración (dos cortes) y contenidos totales de micronutrientes en el cultivo de raigrás. Probabilidad del análisis de contrastes.

	Cu		Fe		Mn		Zn		Contenido de nutriente absorbido por la biomasa aérea			
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	-----g ha <sup>-1</sup> -----			
	----- mg kg <sup>-1</sup> -----											
T	8,3	5	229	58	62	172	23	16	6	191	167	22
LB	8	5	249	55	72	159	25	13	11	284	167	37
LA	8	6	180	60	60	169	30	20	16	265	217	50
EB	8	6	193	59	50	96	30	14	11	209	136	36
EA	6	4,7	295	62	50	111	30	13	25	505	206	69
CB	4,3	3,7	536	64	55	103	28	10	6	398	160	29
CA	5,7	3,7	308	54	68	135	24	12	10	320	160	39
FB	7,7	6	225	62	62	165	29	18	13	312	205	40
FA	10	6	293	62	34	80	30	19	20	438	252	56
<b>Contrastes</b>									<b>Probabilidad de contraste</b>			
T vs OT	0,0045	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,001	<0,001	0,001	0,002
C vs L y E	<0,001	0,0041	0,0029	NS	NS	0,0017	NS	0,0015	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
L vs E	NS	NS	NS	NS	0,0007	<0,001	NS	NS	0,001	0	NS	0,008
Dosis L	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,005	NS
Dosis E	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	<0,001	<0,001	0,002	<0,001
F vs Mat Org	NS	NS	NS	NS	0,0001	0,0001	NS	NS	NS	NS	<0,001	NS

Los Contrastes realizados fueron T vs OT: testigo vs otros tratamientos, C vs L y E: lodos compostados vs. Lodos frescos y encalados, L vs. E: lodos frescos vs lodos encalados, Dosis L: dosis lodo fresco, Dosis E: dosis lodos encalados, F vs. Mat Org: fertilizante químico vs. materiales orgánicos

En la Figura 3 se presenta la producción de forraje del cultivo de sorgo, donde no se encontraron diferencias significativas en los rendimientos obtenidos con los distintos tratamientos, aunque en el testigo se observó una tendencia a un menor rendimiento con respecto a los demás tratamientos. En el primer corte fue mayor la producción en las parcelas con agregado de lodo encalado alto comparado con el lodo encalado con una dosis baja ( $p < 0.005$ ). En cuanto a la absorción de nutrientes no hubo diferencias significativas ( $p < 0.005$ ) en los contenidos totales de los nutrientes evaluados (Tablas 5 y 6); con excepción de Mg y Zn cuando se comparó las dosis de lodo encalado ya que fueron significativamente mayores los contenidos de estos nutrientes en los tratamientos con dosis alta de lodo encalado. A su vez al comparar los contenidos de nutrientes absorbidos por el sorgo con agregado de fertilizante químico y los restantes tratamientos no se observaron diferencias, salvo para N, en el cual el tratamiento fertilizado fue superior.

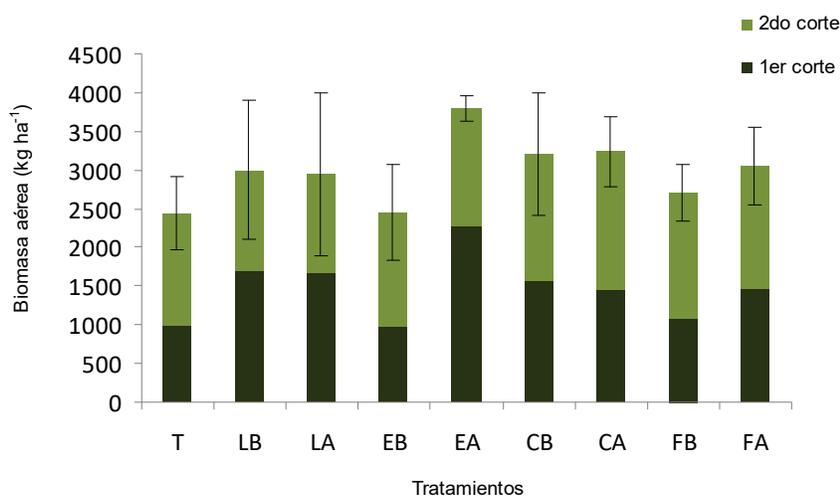


Figura 3. Biomasa aérea (MS) de sorgo forrajero obtenida en los 2 cortes. El color más oscuro se corresponde a los Kg/ha del primer corte y el color más claro a los kg/ha del segundo corte. T: testigo, LB: lodo fresco dosis baja, LA: lodo fresco dosis alta, EB: lodo encalado dosis baja, EA: lodo encalado dosis alta, CB: lodo compostado dosis baja, CA: lodo compostado dosis alta, FB: fertilizante químico dosis baja, FA: fertilizante químico dosis alta

Tabla 5. Concentración (dos cortes) y contenidos totales de macronutrientes en el cultivo de sorgo forrajero.\*

	N		P		K		Ca		Mg		N	P	K	Ca	Mg
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2					
	g kg <sup>-1</sup>										kg/ha				
T	7,84	8,5	0,92	1,16	17,70	20,6	3,87	3,97	3,10	3,50	19,9	2,6	48,1	9,6	8,1
LB	7,09	9,7	0,75	1,11	17,87	21,6	3,67	4,00	3,03	3,53	24,4	2,8	58,5	11,5	9,7
LA	7,47	9,7	0,84	1,10	18,47	22,3	3,33	3,87	2,80	3,50	25,2	2,8	60,5	10,5	9,3
EB	7,75	10,0	0,89	1,21	18,03	20,5	3,60	4,03	3,10	3,23	22,2	2,7	48,2	9,4	7,7
EA	7,09	12,0	0,85	1,13	18,77	23,4	3,50	4,70	2,90	3,93	34,4	3,7	78,5	15,2	12,6
CB	7,93	9,1	0,95	1,12	18,10	19,8	3,37	4,03	3,07	3,80	27,2	3,4	61,3	12,1	11,0
CA	7,37	7,3	0,87	1,16	21,37	21,8	3,17	3,97	2,90	3,60	23,1	3,3	71,2	11,7	10,6
FB	8,31	8,4	0,77	1,06	18,00	21,2	3,73	3,70	2,93	3,33	22,6	2,5	54,0	10,0	8,6
FA	7,84	9,4	0,83	1,13	16,93	20,2	3,33	3,87	3,07	3,47	26,4	3,0	56,8	11,0	10,0

\*No se presentan los resultados del análisis de contrastes porque no hubo diferencias significativas entre tratamientos.

Tabla 6. Concentración (dos cortes) y contenidos totales de micronutrientes en el cultivo de sorgo forrajero.\*

	Cu		Fe		Mn		Zn		Cu	Fe	Mn	Zn
	C1	C2	C1	C2	C1	C2	C1	C2				
	mg kg <sup>-1</sup>								g ha <sup>-1</sup>			
T	1,7	1,3	209	529	34	49	14	21	3,7	936	102	45
LB	1,7	1,0	248	347	33	51	14	22	4,2	920	122	53
LA	1,0	1,0	203	263	37	46	15	23	2,9	667	123	57
EB	0,7	1,0	244	540	34	44	13	23	2,1	1068	99	46
EA	1,3	1,3	185	358	27	38	16	28	5,3	970	119	80
CB	0,7	1,0	192	670	30	46	14	21	2,7	1440	120	55
CA	1,3	1,0	137	526	30	46	15	23	3,9	1199	127	64
FB	1,7	1,0	173	504	32	49	14	22	3,5	1022	115	51
FA	1,7	1,7	237	454	40	56	13	21	4,8	1065	146	52

\*No se presentan los resultados del análisis de contrastes porque no hubo diferencias significativas entre tratamientos.

La Tabla 7 presenta una estimación de la extracción de nutrientes por parte de ambos cultivos en relación al aporte relativo de cada una de las enmiendas aplicadas, descontando al valor de nutriente absorbido por cada tratamiento el valor correspondiente al tratamiento testigo, como forma de valorar la mineralización de materiales agregados así como evaluar el contenido de N mineral. En general, salvo para el caso del N proveniente del fertilizante, dentro del cual el total de los nutrientes se encuentran de forma mineral, se observaron valores más bien bajos.

Tabla 7. Porcentaje de nutriente proveniente de las enmiendas en los cultivos.

Tratamientos	N	P	Ca	Mg	K	Cu	Fe	Zn	Mn
	%								
LB	9,3	2,3	4,1	14,9	2,7	3,3	0,4	3,4	1,7
LA	7,3	2,3	2,6	9,3	2,2	1,3	-0,1	0,7	0,7
EB	8,0	1,6	0,1	0,5	0,8	1,7	0,3	3,3	-4,0
EA	18,4	4,0	0,7	11,6	3,0	1,7	0,1	1,4	0,5
CB	5,2	0,7	1,0	8,8	0,3	-1,7	6,7	4,8	4,2
CA	3,1	0,7	0,6	4,7	0,3	0,6	0,2	0,4	0,3
FB	45,5	2,6							
FA	48,2	2,8							

### **2.5.2. Evolución de propiedades del suelo**

En la Tabla 8, 9 y 10 se presentan los resultados de análisis de los suelos de los distintos momentos de muestreo, observándose que hubo escasas diferencias significativas a lo largo del experimento en el contenido de nutrientes, tampoco en el pH o en la CE. La concentración de Ca, Mg y K intercambiables no varió entre los distintos tratamientos y tampoco en el tiempo. Como era de esperarse, los cambios ocurrieron en la concentración de N mineral y P disponible. En el primer muestreo, realizado un mes después de agregar los materiales, se observó un aumento de los contenidos de P disponible y N mineral con los tratamientos fertilizante y lodo compostado. En el muestreo realizado a la cosecha del raigrás se observó una disminución de los contenidos de estos nutrientes, especialmente en los tratamientos con fertilizante y con lodo compostado. No se observaron diferencias en los contenidos de P disponible, N mineral, cationes intercambiables ni pH entre el

muestreo realizado después de la cosecha del cultivo de raigrás y el realizado luego de cosechar el sorgo forrajero.

Tabla 8. Parámetros fisicoquímicos del suelo a lo largo del experimento. Primer muestreo

	pH H <sub>2</sub> O	CE	Ca	Mg	K	P disponible	N mineral
Abr-15		dS/m	-----	cmolc kg <sup>-1</sup> -----		-----	mg kg <sup>-1</sup> -----
T	6,1	0,34	12,5	5,5	0,7	11,0	11,7
LB	6,2	0,40	11,2	5,5	0,7	9,4	10,1
LA	6,2	0,38	11,1	5,7	0,8	11,5	12,3
EB	5,7	0,51	13,2	6,0	0,7	13,0	13,7
EA	5,6	0,61	14,5	5,8	0,7	16,6	17,3
CB	5,6	0,46	11,5	6,2	0,8	24	24,7
CA	5,6	0,50	12,8	6,2	0,8	31,7	32,5
FB	6,0	0,43	10,6	6,1	0,7	36,5	37,3
FA	5,9	0,33	11,6	6,1	0,8	33,7	34,5
Probabilidad de contrastes							
T vs OT	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,002
C vs L y E	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0,001
L vs E	<0,001	0,0002	0,001	NS	NS	NS	0,002
Dosis L	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Dosis E	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
F vs Mat Org	0,002	NS	NS	NS	NS	0,0005	0,0006

Los Contrastes realizados fueron T vs OT: testigo vs otros tratamientos, C vs L y E: lodos compostados vs. Lodos frescos y encalados, L vs. E: lodos frescos vs lodos encalados,

Dosis L: dosis lodo fresco, Dosis E: dosis lodos encalados, F vs. Mat Org: fertilizante químico vs. materiales orgánicos

Tabla 9. Parámetros fisicoquímicos del suelo a lo largo del experimento. Muestreo después de la cosecha del raigrás.

	pH H <sub>2</sub> O	CE	Ca	Mg	K	P disponible	N mineral
Dic-15		dS/m	----- cmolc kg-1-----			----- mg kg-1 -----	
T	6,0	0,27	9,7	5,4	0,6	10,2	10,2
LB	6,0	0,28	9,4	5,3	0,6	16,0	8,0
LA	5,9	0,27	9,5	5,3	0,6	14,1	9,2
EB	6,0	0,28	10,1	5,2	0,6	10,7	7,4
EA	6,2	0,32	10,9	5,2	0,6	11,7	9,2
CB	6,0	0,31	10,4	5,8	0,7	13,3	9,1
CA	5,9	0,26	9,5	5,3	0,6	16,6	7,9
FB	5,7	0,46	8,8	4,9	0,6	10,9	7,4
FA	5,7	0,26	8,8	4,9	0,6	13,3	9,2
Probabilidad de contrastes							
T vs OT	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
C vs L y E	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
L vs E	NS	NS	0,0036	NS	NS	NS	NS
Dosis L	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Dosis E	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
F vs Mat Org	0,002	0,001	0,0004	NS	NS	NS	NS

Los Contrastes realizados fueron T vs OT: testigo vs otros tratamientos, C vs L y E: lodos compostados vs. Lodos frescos y encalados, L vs. E: lodos frescos vs lodos encalados, Dosis L: dosis lodo fresco, Dosis E: dosis lodos encalados, F vs. Mat Org: fertilizante químico vs. materiales orgánicos

Tabla 10. Parámetros fisicoquímicos del suelo a lo largo del experimento. Muestreo después de la cosecha del sorgo.

	pH H <sub>2</sub> O	CE	Ca	Mg	K	P disponible	N mineral
Mar-16		dS/m	----- cmolc kg-1-----			----- mg kg-1 -----	
T	6,2	0,24	10,6	5,9	0,6	8,9	12,6
LB	6,1	0,23	9,4	5,5	0,5	7,7	15,3
LA	5,9	0,20	8,2	4,7	0,5	9,1	12,7
EB	6,1	0,23	9,9	5,4	0,5	13,6	11,7
EA	6,3	0,28	9,4	4,4	0,5	14,7	13,9
CB	6,1	0,22	10,1	5,5	0,6	11,7	14
CA	6,0	0,22	9,2	5,0	0,6	9,3	12,9
FB	6,0	0,17	9,1	5,3	0,5	8,9	11
FA	5,9	0,19	8,8	5,3	0,6	9,1	10,3
Probabilidad de contrastes							
T vs OT	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
C vs L y E	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
L vs E	NS	NS	NS	NS	NS	0,0004	NS
Dosis L	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Dosis E	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
F vs Mat Org	NS	0,003	NS	NS	NS	NS	0,003

Los Contrastes realizados fueron T vs OT: testigo vs otros tratamientos, C vs L y E: lodos compostados vs. Lodos frescos y encalados, L vs. E: lodos frescos vs lodos encalados, Dosis L: dosis lodo fresco, Dosis E: dosis lodos encalados, F vs. Mat Org: fertilizante químico vs. materiales orgánicos

## 2.6. DISCUSIÓN

### **2.6.1. Efecto de la aplicación de lodos sanitarios sometidos a distintos tipos de tratamientos sobre el rendimiento de los cultivos y su contenido de nutrientes**

Los lodos analizados en este trabajo tuvieron efectos positivos sobre los rendimientos de los cultivos, si se comparan con la producción de forraje del tratamiento testigo y del fertilizante químico, en concordancia con los reportados por Gaskin *et al.*, (2003); Ferreiro-Domínguez *et al.*, (2012); Alvarenga *et al.*, (2015). También es de destacar que hubo una respuesta del cultivo a las dosis aplicadas, tanto de los lodos como del fertilizante. Por lo que se puede inferir que se podrían ajustar dosis en función de los datos obtenidos; teniendo presente no sólo las dosis a aplicar, sino también las condiciones ambientales (pendiente, precipitaciones, entre otras) y edafológicas del lugar de aplicación de los lodos (Corrêa y da Silva, 2016).

Una posible explicación a la mejor respuesta del lodo encalado en comparación con lodos frescos y compostados es dada por Alvarenga *et al.* (2017) donde se plantea que el agregado de cal al lodo aumentó la concentración del P lábil y el P unido al Ca, por lo que se habría reducido la concentración de P unido al Fe y Al. Esto mejora la disponibilidad de P para las plantas y su absorción comparado con los lodos que no han sido encalados. Debido al agregado de  $\text{FeCl}_3$  durante el proceso de estabilización del lodo, es posible que una parte de P formara compuestos con Fe, y al elevar la concentración de Ca por el encalado, dio como resultado un cambio en el P unido al Fe/Al hacia el P unido a Ca en los lodos, probablemente un tipo no cristalino de fosfato de Ca. Se plantea en estudios llevados a cabo por Falk Øgaard y Brod (2016) que las sales de Fe (tales como el  $\text{FeCl}_3$ ) actúan como mejores coagulantes que las sales de Al para la obtención del lodo en la planta de tratamiento; y además aumentan la disponibilidad de P para las plantas cuando estos son aplicados al suelo. El encalado posterior a estos tratamientos optimiza el efecto de fertilización fosfatada. En forma concordante, en este trabajo se observó que el raigrás con agregado de lodo encalado presentaba mayor contenido de P foliar, entre otros nutrientes.

En cuanto al contenido de N en la biomasa aérea del raigrás en los tratamientos con lodo encalado también fueron mayores a los obtenidos con la aplicación de lodos frescos y compostados. Aproximadamente el 95% de los nutrientes en los lodos se encuentran en forma orgánica; por lo que es necesaria su mineralización a formas inorgánicas para poder ser aprovechados por las plantas, y en ese contexto, los microorganismos tienen una función esencial en el ciclado de nutrientes a través de la mineralización (Corrêa, *et al.*, 2012; Dar, 1997). Por otra parte, Fernandes *et al.* (2005) estudiaron la biomasa microbiana a través de la respiración, el cociente metabólico y actividad enzimática frente al agregado de lodos, encontrando que hubo un aumento de estos factores a medida que aumentaba la dosis de lodo agregada. Por lo tanto se puede plantear que hay una correlación positiva entre el agregado de lodos y la biomasa microbiana. Por otra parte, en trabajos realizados por Corrêa, *et al.* (2012), se encontró que la mineralización de N de los lodos depende fuertemente del tipo de suelo en el cual son aplicados. Estos autores encontraron tasas de mineralización de N hasta 5 veces mayores en suelos arcillosos en comparación con suelos arenosos. Como resultado, se mineralizó entre un 10-24% del N orgánico de los lodos en un suelo arenoso y entre un 23-52% en un suelo arcilloso. El suelo utilizado en este estudio es un suelo rico en arcilla por lo que es de esperar que la tasa de mineralización del N orgánico proveniente del lodo sea alta. De acuerdo a los datos de N mineral obtenidos en este trabajo (Tablas 8, 9 y 10) y los rendimientos de biomasa del cultivo de raigrás, podemos inferir que las tasas de mineralización lograron cubrir los requerimientos del cultivo. Sin embargo, parte del N orgánico de los lodos no fue mineralizado lo que repercutió en el bajo rendimiento del sorgo.

El hecho de que los rendimientos obtenidos en los tratamientos en que se aplicó lodo compostado fueron significativamente menores a los obtenidos con las demás enmiendas, apenas por encima del tratamiento testigo, es consistente con los resultados obtenidos por Zaman *et al.*, (2004); Corrêa *et al.*, (2005); Alvarenga *et al.*, (2015). El proceso de compostaje permite mayor estabilización de los lodos comparado con otros tratamientos, disminuye significativamente el contenido de patógenos presentes pero, dada su relativamente alto contenido de C, la

mineralización de nutrientes es baja y como consecuencia también es bajo el aporte de nutrientes para el cultivo. Esta hipótesis es coincidente con la baja extracción de N observada en los cultivos que crecieron con aplicación de lodo compostado en este estudio. El compost está básicamente compuesto por estructuras orgánicas estables (compuestos húmicos de alto peso molecular) que enlentecen la mineralización (Hernández-Apaolaza *et al.*, 2000). Como sostiene Ryals *et al.* (2014), este tipo de enmiendas han sido propuestas como una manera de incrementar el stock de C del suelo y mejorar propiedades físicas, pero con escaso efecto sobre la disponibilidad de nutrientes. Corrêa *et al.*, (2005) encontraron limitaciones en los nutrientes disponibles para un cultivo de raigrás tratado con lodo compostado, aunque es recomendado en el caso de suelos muy degradados por su aporte de MO. Es de remarcar que el suelo en que se hizo este estudio es de textura pesada y con un contenido de MO relativamente alto ( $44 \text{ g kg}^{-1}$  en el horizonte A), por lo que no era de esperar una ventaja del lodo compostado en cuanto a su aporte de nutrientes que se viera reflejada en el rendimiento de los cultivos, lo que quizá hubiera sido evidente en un suelo degradado.

El cultivo de sorgo forrajero produjo menor rendimiento del esperado, teniendo en cuenta el potencial del cultivo (Fassio *et al.*, 2002). Este resultado es probablemente debido a que no hubo un agregado de lodos ni fertilizante (y por lo tanto nutrientes) antes de la siembra y el período en que se hizo el cultivo se presentó seco si se compara la lluvia de la zona con el promedio de una serie de 30 años (Figura 1). A pesar de estas limitaciones para el crecimiento del sorgo se puede inferir que los tres tipos de lodos presentaron bajo efecto residual en cuanto al aporte de nutrientes. En el segundo cultivo la mineralización de nutrientes proveniente de las enmiendas fue muy baja aunque hubo diferencias significativas en rendimiento respecto al testigo. De todas maneras, la disponibilidad de nutrientes para el cultivo de sorgo no fue suficiente como para alcanzar el rendimiento esperable de acuerdo al tipo de suelo. En otros trabajos se han observado buenos efectos residuales de la aplicación de este tipo de lodos en dosis similares (Latere *et al.*, 2014, Rigby *et al.*, 2016) y se han

reportado diferencias en la mineralización de nutrientes dependiendo del proceso de estabilización del lodo, las cuáles no se encontraron en este trabajo. En una revisión hecha por Rigby *et al.* (2016) se concluyó que la mineralización de N es mayor en lodos estabilizados mediante métodos microbiológicos, seguido por lodos digeridos aeróbicamente, lodos con agregado de cal, lodos mesófilos digeridos anaeróbicamente y por último la mineralización era menor para lodos compostados.

A partir de los bajos porcentajes de extracción registrados (Tabla 5) y del escaso efecto residual de los lodos (no hubo respuesta en el rendimiento del cultivo de sorgo), se puede inferir que los materiales tienen un alto contenido de compuestos no lábiles que no se encuentran disponibles en el corto plazo para su aprovechamiento por parte de los cultivos. Resultados obtenidos por otros investigadores (Rigby *et al.*, 2016) revelaron que la intensidad y velocidad a que se produce la mineralización depende del tipo de tratamiento realizado al lodo. Se encontró que lodos con digestión aerobia y agregado de cal posterior (como los utilizados en este experimento) mineralizaron un 62% del N orgánico en los primeros 2 meses de incubación (Ives *et al.*, 2010,), lo cual explicaría la alta extracción de nutrientes por el cultivo de raigrás y la baja extracción por parte del cultivo de sorgo en dicho tratamiento.

El contenido de micronutrientes en estos tipos de lodos es bajo, con excepción del contenido de Fe (debido a su agregado en el tratamiento secundario). Sin embargo, su recuperación en los cultivos fue muy baja, al igual que para los restantes micronutrientes. Dado que con el agregado de lodo encalado no hubo aumento del pH del suelo, no habría de esperarse entonces cambios en la disponibilidad de los metales ni en la absorción por parte de los cultivos de estos nutrientes (Cu, Fe, Mn y Zn). En cuanto a los contenidos de Cu, Mn y Zn absorbidos por el raigrás, los lodos frescos y encalados presentaron valores similares a los del fertilizante sintético mientras que los contenidos absorbidos por el testigo y lodo compostado fueron significativamente menores. A diferencia de los contenidos de Fe absorbidos que fueron mayores a los restantes para el lodo compostado. Estos resultados concuerdan

con datos obtenidos en otros trabajos como los de Corrêa, et al. (2005) y Ferreiro-Domínguez, et al. (2014).

El aporte de K y Mg por parte de los lodos es bajo (Tabla 1), por lo que era de esperarse que el efecto de los tratamientos no estuviera relacionado con aumentos en su absorción.

### **2.6.2. Efecto de la aplicación de distintos tipos de lodos sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo**

El encalado de lodo tiene entre sus objetivos principales destruir patógenos (Andreadakis, 1999; Al-Gheethi et al., 2018), y debido al bajo contenido de cal que se agregó en estos tratamientos, no es de esperar sea un factor decisivo para el aumento de pH del suelo. En este estudio el pH del suelo del horizonte A es 5,8 y no se observó un cambio en el mismo luego del agregado de los distintos lodos. Corrêa et al. (2012) compararon el agregado de lodo encalado en un suelo arenoso y otro arcilloso. La mineralización de N orgánico fue similar en ambos suelos, aunque por otro lado, estos autores observaron un aumento del pH del suelo arenoso a diferencia del suelo arcilloso donde no se encontró dicho cambio. Esto se debe a la mayor capacidad buffer de los suelos con mayor contenido de arcilla, situación similar a lo que sucede con el suelo de este trabajo.

Pese a las altas dosis de lodos aplicadas en este trabajo, no se encontraron aumentos en los niveles de CE. El bajo efecto residual que tiene el agregado de lodos de PTAR a los suelos ha sido reportado por otros autores (Corrêa y da Silva, 2016).

En el muestreo de suelos realizado poco después de la aplicación se pueden observar el aumento en disponibilidad de N y P en las parcelas con lodos y fertilizante químico, pero las diferencias en contenido de N mineral prácticamente desaparecen en el muestreo posterior a la cosecha del cultivo de raigrás. El N mineral en el primer muestreo refleja el proceso de mineralización del N orgánico contenido en las enmiendas, ya que el cultivo estaba en su fase inicial por lo que no está absorbiendo nutrientes de forma significativa. También cabe mencionar que el  $\text{N-NH}_4^+$  fue una proporción importante del N mineral de todos los tratamientos por lo que se puede

inferir que no hubieron buenas condiciones para el proceso de nitrificación, probablemente debido a la falta de lluvia. El muestreo de suelo después de la cosecha evidencia que no hay diferencias en el N mineral entre los distintos tratamientos, y debido al tiempo entre el muestreo y la cosecha, es probable que la descomposición de los materiales haya sido baja en este período (Corrêa *et al.*, 2012; Rigby *et al.*, 2016).

El bajo nivel de P disponible en el suelo después de los cultivos reportado en este trabajo es evidencia del bajo efecto residual de los lodos, el cual se puede relacionar al uso de  $\text{FeCl}_3$  durante el procesamiento de los mismos (Wen *et al.*, 1997). Mantovi *et al.* (2005) evaluaron la aplicación repetida de lodos en una rotación de cultivos por 12 años y encontraron una mejora en los rendimientos en los tratamientos con dosis altas, incluso los rendimientos fueron similares a los obtenidos con los fertilizantes químicos y en coincidencia con los resultados de este estudio. A su vez, los autores, sostienen que después de la aplicación durante un período prolongado, hubo un aumento en la MO, el N total y P disponible en los suelos. Debido a que en este trabajo la aplicación se realizó una única vez, no es posible constatar el efecto acumulativo en las condiciones del experimento, adicionalmente el suelo pesado utilizado es menos sensible que un suelo arenoso, mostrando escasos cambios en el tiempo.

## **2.7. CONCLUSIONES**

La aplicación de lodos sanitarios, sometidos a diferentes tratamientos (frescos, encalados y compostados) fue positiva desde el punto de vista productivo, con aumentos en producción de biomasa en comparación con un tratamiento testigo, aunque solamente en el corto plazo (cultivo de raigrás). Se destaca el aporte de nutrientes, especialmente N y P, aunque también incrementó la absorción de otros nutrientes. El efecto del lodo compostado fue de menor magnitud que el de las otras enmiendas en cuanto a su aporte de nutrientes. Todos los materiales y el fertilizante comercial mostraron un efecto diferencial de la dosis aplicada sobre la producción de forraje, lo cual contribuirá a partir de las dosis evaluadas, al ajuste de las dosis a

aplicar en situaciones de producción. Se observó una relativamente baja residualidad de la aplicación de lodos en el segundo cultivo, excepto para el caso de la dosis mayor de lodos encalados, lo que sugiere que este tratamiento tiene efectos más duraderos. En cuanto a los efectos de las enmiendas sobre las propiedades del suelo analizadas se observaron escasos efectos luego de un año de aplicación.

## 2.8. BIBLIOGRAFÍA

- AL-GHEETHI, A. A., EFAQ, A. N., BALA, J. D., NORLI, I., ABDEL-MONEM, M. O., Y KADIR, M. A. (2018) Removal of pathogenic bacteria from sewage-treated effluent and biosolids for agricultural purposes. *Applied Water Science*, 8(2):74.
- ALVARENGA, P., MOURINHA, C., FARTO, M., SANTOS, T., PALMA, P., SENGO, J, MORAIS, M. Y CUNHA-QUEDA, C. (2015) Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste Management*, 40:44-52.
- ALVARENGA, E., ØGAARD, A. F., Y VRÅLE, L. (2017) Effect of anaerobic digestion and liming on plant availability of phosphorus in iron-and aluminium-precipitated sewage sludge from primary wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 75(7), 1743-1752.
- ANDREADAKIS, A. D. (1999). Treatment and disinfection of sludge using quicklime. Proceedings of the Workshop on “Problems around sludge”, 18-19 November, 1999, Stresa, Italy, pp. 31–57. Editado por: Heinrich Langenkamp, Luca Marmo, European Commission Joint Research Centre.
- BAI, Y.C., GU, C.H., TAO, T.Y., ZHU, X.W., XU, Y.R., SHAN, Y.H. Y FENG, K. (2014) Responses of ryegrass (*Lolium perenne* L.) grown in mudflats to sewage sludge amendment. *Journal of Integrative Agriculture*, 13:426-433.
- BAI, Y.C., ZANG, C., GU, M., GU, C., SHAO, H., GUAN, Y., WANG, X., ZHOU, X., SHAN, Y. Y FENG, K. (2016) Sewage sludge as an initial fertility driver for rapid improvement of mudflat salt-soils. *Science of The Total Environment*, 578:47-55.

- BANERJEE MR, BURTON, D.L. Y DEPO, E.S. (1997) Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 66: 241-249.
- BARBAZÁN, M., PINO, A., MOLTINI, C., RODRÍGUEZ, J. Y BERETTA, A. (2010) Organic amendments in horticultural production. En: World Congress of Soil Science (19th, Brisbane, Australia). Soils solutions for a changing world. pp 2008-2011. Publicado en DVD.
- BARRETO, P., DOGLIOTTI, S., Y PERDOMO, C. (2017). Surface water quality of intensive farming areas within the santa lucia river basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*, 10: 1178622117715446.
- BEAN, C. L., HANSEN, J. J., MARGOLIN, A. B., BALKIN, H., BATZER, G., Y WIDMER, G. (2007) Class B alkaline stabilization to achieve pathogen inactivation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 4(1):53-60.
- BRAY, R.H. Y KURTZ, L.T. (1945) Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59:39-46.
- BROOKS, J. P., GERBA, C. P., Y PEPPER, I. L. (2009). Comparative microbial risks of land applied biosolids and animal manure. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2009(3):161-173.
- CASTAÑO, J. P., GIMÉNEZ, A., CERONI, M., FUREST, J., AUNCHAYNA, R., Y BIDEGAIN, M. (2011) *Caracterización agroclimática del Uruguay 1980-2009*. INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria) Serie Técnica (193). Montevideo, Uruguay. Editado por Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología de INIA.
- CHENG, H., XU, W., LIU, J., ZHAO, Q., HE, Y.Y CHEN, G. (2007) Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. *Ecological Engineering*, 29:96-104.
- CORRÊA, R.S., WHITE, R.E. Y WEATHERLEY, A.J. (2005) Biosolids effectiveness to yield ryegrass based on their nitrogen content. *Scientia Agricola*, 62:274-280.

- CORRÊA, R. S., WHITE, R. E., Y WEATHERLEY, A. J. (2012) Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils. *Soil Use and Management*, 28(1):12-18.
- CORRÊA, R.S. Y DA SILVA, J.D. (2016) Effectiveness of Five Biosolids as Nitrogen Sources to Produce Single and Cumulative Ryegrass Harvests in Two Australian Soils. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 40:1-14.
- DAR, G. H. (1997) Impact of lead and sewage sludge on soil microbial biomass and carbon and nitrogen mineralization. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 58(2): 234-240.
- DEL PINO, A. D., BARBAZÁN, M., Y CASANOVA, O. (2013) Use of agricultural and agroindustrial residues as soil amendments in Uruguay: opportunities, and challenges. En: *2nd International Scientific Conference, Soil and Crop Management: Adaptation and Mitigation of Climate Change, 26-28 September, 2013, Osijek, Croatia* (pp. 302-308). Croatian Soil Tillage Research Organization (CROSTRO).
- DEL PINO, A., CASANOVA, O., BARBAZÁN, M., MANCASSOLA, V., ARLÓ, L., BORZACCONI, L. Y PASSEGGI, M. (2014) Agronomic use of slurry from anaerobic digestion of agroindustrial residues: effects on crop and soil. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*, 4:87-96.
- FALK ØGAARD, A. Y BROD, E. (2016) Efficient phosphorus cycling in food production: predicting the phosphorus fertilization effect of sludge from chemical wastewater treatment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64(24):4821-4829.
- FASSIO, A., COZZOLINO, D., IBAÑEZ, W. Y FERNÁNDEZ, E. (2002) Sorgo: destino forrajero. INIA (Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria). La Estanzuela. Serie Técnica, Montevideo, Uruguay. Editado por Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología de INIA. (127).
- FERNANDES, S. A. P., BETTIOL, W. Y CERRI, C. C. (2005) Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. *Applied Soil Ecology*, 30(1), 65-77.

- FERREIRO-DOMÍNGUEZ, N., RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A., Y MOSQUERA-LOSADA, M. R. (2012) Sewage sludge fertiliser use: Implications for soil and plant copper evolution in forest and agronomic soils. *Science of the Total Environment*, 424:39-47.
- FERREIRO-DOMÍNGUEZ, N., RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A., BIANCHETTO, E. Y MOSQUERA-LOSADA, M. R. (2014) Effect of lime and sewage sludge fertilisation on tree and understory interaction in a silvopastoral system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188:72-79.
- GASKIN, J. W., BROBST, R. B., MILLER, W. P. Y TOLLNER, E. W. (2003) Long-term biosolids application effects on metal concentrations in soil and bermudagrass forage. *Journal of Environmental Quality*, 32(1), 146-152.
- GERBA, C. P. Y SMITH, J. E. (2005) Sources of Pathogenic Microorganisms and Their Fate during Land Application of Wastes The opinions expressed in this article are those of the authors and do not necessarily reflect those of the USEPA. *Journal of Environmental Quality*, 34(1), 42-48.
- GILSANZ, J. C., LEONI, C., SCHELOTTO, F. Y ACUÑA, A. (2013) Potential uses of sewage sludge in agricultural production. *Agrociencia (Montevideo)*, 17(2), 1-10.
- GUL, S., NAZ, A., FAREED, I., Y IRSHAD, M. (2015). Reducing heavy metals extraction from contaminated soils using organic and inorganic amendments—a review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24(3), 1423-1426.
- HEALY, M.G., RYAN, P.C., FENTON, O., PEYTON, D.P., WALL, D.P., Y MORRISON, L. (2016) Bioaccumulation of metals in ryegrass (*Lolium perenne* L.) following the application of lime stabilised, thermally dried and anaerobically digested sewage sludge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 130:303-309.
- HERNÁNDEZ-APAOLAZA, L., GASCO, J. M. Y GUERRERO, F. (2000) Initial organic matter transformation of soil amended with composted sewage sludge. *Biology and Fertility of Soils*, 32(5), 421-426.

- HERNÁNDEZ, T., MORENO, J.I. Y COSTA, F. (1991) Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. *Soil Science and Plant Nutrition*, 37:201-210.
- IVES, S. W., SPARROW, L. A., COTCHING, B., DOYLE, R. B., Y LISSON, S. (2010). Nitrogen release from poppy waste and biosolids at low temperature. En: 19th World Congress of Soil Science, Brisbane, Australia. p. 11.
- KELESSIDIS, A. Y STASINAKIS, A. S. (2012). Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*, 32(6), 1186-1195.
- LATARE, A.M., KUMAR, O., SINGH, S. K. Y GUPTA, A. (2014) Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice–wheat system. *Ecological Engineering*, 69:17-24.
- LEPPE, Z., LÓPEZ, A. Y NELSON, T. (2002) Lodos provenientes de plantas de aguas servidas: potencialidades y restricciones; temores y realidades. En: “Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental”. pp. 1-8. (Cancún FEMISCA: México)
- MANTOVI, P., BALDONI, G. Y TODERI, G. (2005) Reuse of liquid, dewatered, and composted sewage sludge on agricultural land: effects of long-term application on soil and crop. *Water Research*, 39(2-3), 289-296.
- MARCINKOWSKI, T. A. (2010) Effect of alkalization process on changes in the chemical composition of secondary sludge. *Environment Protection Engineering*, 2:153-160.
- MONDAL, S., SINGH, R.D., PATRA, A.K. Y DWIVEDI, B.S. (2015) Changes in soil quality in response to short-term application of municipal sewage sludge in a Typic Haplustept under cowpea-wheat cropping system. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 4:37-41.
- MULVANEY, R.L. (1996) Total Carbon, Nitrogen-inorganic forms. In “Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods”. (Ed. ASA and SSSA) p.1123-1184 (Madison WI)

- MURPHY, J. Y RILEY, J.P. (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27:31-36.
- NAVARRO GARCÍA, G. Y NAVARRO GARCÍA, S. (2013). Química Agrícola, química del suelo y de los nutrientes esenciales. 3ª. Ed. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España. 196 p.
- NELSON, D.W. Y SOMMERS, L.E. (Eds) (1996) Total carbon, organic carbon, and organic matter. "Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods." (ASA and SSSA , Madison WI)
- RHINE G., SIMS, H., MULVANEY, R. L. Y PRATT, E. J. (1998) Improving the Berthelot reaction for determining ammonium in soil extracts and water. *Soil Science Society of America Journal*, 62:473-480.
- RIGBY, H., CLARKE, B. O., PRITCHARD, D. L., MEEHAN, B., BESHAN, F., SMITH, S. R. Y PORTER, N. A. (2016) A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. *Science of the Total Environment*, 541:1310-1338.
- RYALS, R., KAISER, M., TORN, M. S., BERHE, A. A. Y SILVER, W. L. (2014). Impacts of organic matter amendments on carbon and nitrogen dynamics in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 68:52-61.
- SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A., MONDINI, C., DE NOBILI, M., LEITA, L. Y ROIG, A. (2004) Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. *Waste Management*, 24:325-332.
- SMITH, S. R. (1991) Effects of sewage sludge application on soil microbial processes and soil fertility. *Advances in Soil Science*, 191-212.
- STRAUB, T. M., PEPPER, I. L. Y GERBA, C. P. (1993) Hazards from pathogenic microorganisms in land-disposed sewage sludge. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (pp. 55-91). Springer, New York, NY.

- TORRI, S.I., CORRÊA, R.S., RENELLA, G., VADECANTOS, A. Y PERELOMOV, L. (2012). Biosolids soil application: why a new special on an old issue? *Applied and Environmental Soil Science*, 2012.
- TORRI, S., CORRÊA, R.S., RENELLA, G., VADECANTOS, A. Y PERELOMOV, L. (2015) Biosolids Soil Application: Agronomic and Environmental Implications 2014. *Applied and Environmental Soil Science*, 2015.
- WEN, G., BATES, T. E., VORONEY, R. P., WINTER, J. P. Y SCHELLENBERT, M. P. (1997) Comparison of phosphorus availability with application of sewage sludge, sludge compost, and manure compost. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 28(17-18):1481-1497.
- YANG, S., MCDONALD, J., HAI, F. I., PRICE, W. E., KHAN, S. J., YNGHIEM, L. D. (2017) The fate of trace organic contaminants in sewage sludge during recuperative thickening anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 240:197-206.
- ZAMAN, M., MATSUSHIMA, M., CHANG, S.X., INUBUSHI, K., NGUYEN, L., GOTO, S., KANEKO, F. Y YONEYAMA, T. (2004) Nitrogen mineralization, N<sub>2</sub>O production and soil microbiological properties as affected by long-term applications of sewage sludge composts. *Biology and Fertility of Soils*, 40:101-9.
- ZOGLAMI, R.I., HAMDI, H., MOKNI-TLILI, S., KHELIL, M.N., AISSA, N.B. Y JEDIDI, N. (2016). Changes in light-textured soil parameters following two successive annual amendments with urban sewage sludge. *Ecological Engineering*, 95:604-611.

### **3. CONCLUSIONES**

El uso de lodos provenientes de PTAR como mejoradores de suelo, por su contenido de materia orgánica y nutrientes puede ser altamente beneficioso. Permite convertir un residuo, el cual es considerado un pasivo ambiental, en un activo ambiental. De acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, sería posible sustituir los fertilizantes sintéticos por este tipo de enmienda, teniendo los cuidados pertinentes con respecto a las dosis a aplicar especialmente de manera de evitar excesos que puedan tener consecuencias negativas desde el punto de vista productivo como ambiental.

Por otro lado, se debe destacar que más investigación sería necesaria en nuestro país, ya que nuevas plantas de tratamientos se están construyendo y este trabajo fue desarrollado solamente para los suelos típicos del sur del país. En el norte del país hay suelos con mayor contenido de arena, por ejemplo, donde no es claro que el comportamiento de los lodos sea igual al presentado en este trabajo. Previo al uso de este tipo de materiales se debe investigar las relaciones costo-beneficio de los tratamientos de higienización en las condiciones locales, pensando en los cultivos a ser utilizados y su posterior consumo.

La aplicación de lodos provenientes de PTAR en los suelos es altamente conveniente tanto para la disposición final del residuo como para los suelos en sí; sin embargo se deben tener cuidados a la hora de su uso para evitar el riesgo de pérdida de nutrientes y contaminación.

#### **4. BIBLIOGRAFÍA**

- Al-Gheethi A, Noman EA, Mohamed R, Abdullah A H, Amir Hashim MK. 2018a. Microbial Risk Associated with Application of Biosolids in Agriculture. En: Hussain C. M. (Ed.). Handbook of Environmental Materials Management. Springer Nature Suiza AG. Springer International Publishing. 1-11.
- Al-Gheethi AA, Efaq AN, Bala JD, Norli I, Abdel-Monem MO, Kadir MA. 2018b. Removal of pathogenic bacteria from sewage-treated effluent and biosolids for agricultural purposes. *Applied Water Science*, 8(2):74.
- Alliaume F, Jorge G, Dogliotti S. 2012. Impact of minimum tillage, oat straw management, and chicken manure on soil water content, runoff, erosion and tomato production. *Agrociencia Uruguay*, 16(3): 199-207.
- Alvarenga P, Mourinha C, Farto M, Santos T, Palma P, Sengo J, Cunha-Queda C. 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. *Waste Management*, 40: 44-52.
- Angin I, Aslantas R, Gunes A, Kose M, Ozkan G. 2017. Effects of sewage sludge amendment on some soil properties, growth, yield and nutrient content of raspberry (*Rubus idaeus* L.). *Erwerbs-obstbau*, 59(2):93-99.
- Baker AJM, McGrath SP, Sidoli CMD, Reeves RD. 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resources, Conservation and Recycling*, 11(1-4): 41-49.
- Barbazán M, del Pino A, Moltini C, Hernández J, Rodríguez J. 2011. Caracterización de materiales orgánicos aplicados en sistemas agrícolas intensivos de Uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 15(1): 82-92.
- Baraño P, y Tapia L. 2004. Tratamiento de las aguas servidas: Situaôión en Chile. *Ciencia y Trabajo*, 6(13): 111-117.
- Bina B, Movahedian H, Kord I. 2004. The effect of lime stabilization on the microbiological quality of sewage sludge. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 1(1):38-42.

- Campos HJ, Salazar F. 2011. Uso de enmiendas orgánicas como fuente de fertilización en cultivos. En: Campos y Salazar, J. (Ed.). Fertilización de cultivos en Chile. Chillán: Colección libros INIA. (28).
- Clarke BO, y Smith SR. 2011. Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environment International*, 37(1): 226-247.
- Corrêa RS, White RE, Weatherley AJ. 2012. Effects of sewage sludge stabilization on organic - N mineralization in two soils. *Soil Use and Management*, 28(1): 12-18.
- De la Peña, M. E., Ducci, J. y Zamora Plascencia, V. 2013. Tratamiento de aguas residuales en México. Nota técnica. Banco Interamericano de Desarrollo. Sector de Infra-estructura y Medio Ambiente, IDB-TN-521. <http://publications.iadb.org/handle/11319/5931?localeattribute=es>.
- del Pino A, Barbazán M, Casanova O. 2013. Use of agricultural and agroindustrial residues as soil amendments in Uruguay: opportunities, and challenges. In 2nd International Scientific Conference, Soil and Crop Management: Adaptation and Mitigation of Climate Change, 26-28 September, 2013, Osijek, Croatia (pp. 302-308). Croatian Soil Tillage Research Organization (CROSTRO).
- del Pino A., Casanova O, Barbazán M, Mancassola V, Arló L, Borzacconi L., Passeggi M. 2014. Agronomic use of slurry from anaerobic digestion of agroindustrial residues: effects on crop and soil. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*, 4(1): 87.
- de Santiago-Martín A, Valverde-Asenjo I, Quintana JR, González-Huecas C, Lafuente A L. 2013. Soil properties affecting metal extractability patterns in periurban calcareous agricultural soils in the Mediterranean area. *International Journal of Environmental Research*, 7(4): 831-840.
- Dijkshoorn W, Lampe JEM, Van Broekhoven LW. 1981. Influence of soil pH on heavy metals in ryegrass from sludge-amended soil. *Plant and Soil*, 61(1-2): 277-284.

- Dumontet S, Dinel H, Baloda SB. 1999. Pathogen reduction in sewage sludge by composting and other biological treatments: A review. *Biological Agriculture & Horticulture*, 16(4):409-430.
- Fijalkowski K, Rorat A, Grobelak A, Kacprzak MJ. 2017. The presence of contaminations in sewage sludge–The current situation. *Journal of Environmental Management*, 203:1126-1136.
- Gantzer C, Gaspard P, Galvez L, Huyard A, Dumouthier N, Schwartzbrod J. 2001. Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research*, 35(16): 3763-3770.
- Gerba CP, Smith JE. 2005. Sources of pathogenic microorganisms and their fate during land application of wastes. *Journal of Environmental Quality*, 34(1): 42-48.
- Greya W, Thole B, Anderson C, Kamwani F, Spit J, Mamani G. 2016. Off-Site Lime Stabilisation as an Option to Treat Pit Latrine Faecal Sludge for Emergency and Existing On-Site Sanitation Systems. *Journal of Waste Management*, 2016.
- Harrison EZ, Oakes SR, Hysell M, Hay A. 2006. Organic chemicals in sewage sludges. *Science of the Total Environment*, 367(2-3):481-497.
- Healy MG, Clarke R, Peyton D, Cummins E, Moynihan EL, Martins A, Fenton O. 2015. Resource recovery from sewage sludge. En: Stamatelatos K, Tsagarakis KP. (Eds.). *Sewage treatment plants: economic evaluation of innovative technologies for energy efficiency*. Londres: Iwa Publishing. (Integrated environmental technology series). 139-162.
- Khan S, Cao Q, Zheng YM, Huang YZ, Zhu YG. 2008. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 152(3):686-692.
- Krämer U. 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annual Review of Plant Biology*, 61:517-534.
- McBride, MB. 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*, 8(1):5-19.

- Nagajyoti, PC, Lee KD, Sreekanth, TVM. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3):199-216.
- Larney FJ, Angers DA. 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: a review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(1):19-38.
- Lopes BC, Machado EC, Rodrigues HF, Leal CD, Araújo JCD, Teixeira de Matos A. 2018. Effect of alkaline treatment on pathogens, bacterial community and antibiotic resistance genes in different sewage sludges for potential agriculture use. *Environmental Technology*, 1:10.
- López FAO, González AR, Guzmán JMG. 2017. Comparación de la reglamentación para el manejo de lodos provenientes de agua residual en Argentina, Chile y Colombia. *RIAA. Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1): 227-237.
- Overcash M, Sims RC, Sims J L, Nieman J KC. 2005. Beneficial Reuse and Sustainability: The fate of organic compounds in land-applied waste. *Journal of Environmental Quality*, 34(1):29-41.
- Parmar N, Singh A, Ward OP. 2001. Characterization of the combined effects of enzyme, pH and temperature treatments for removal of pathogens from sewage sludge. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 17(2): 169-172.
- Qiong LI, Li JM, Cui XL, Wei DP. 2012. On-farm assessment of biosolids effects on nitrogen and phosphorus accumulation in soils. *Journal of Integrative Agriculture*, 11(9):1545-1554.
- Rigby H, Clarke BO, Pritchard DL, Meehan B, Beshah F, Smith SR, Porter NA. 2016. A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. *Science of the Total Environment*, 541:1310-1338.
- Rivier PA, Havranek I, Coutris C, Norli HR, Joner EJ. 2019. Transfer of organic pollutants from sewage sludge to earthworms and barley under field conditions. *Chemosphere*, 222:954-960.
- Rojas R. 2002. Sistemas de tratamiento de aguas residuales. *Gestión integral de Tratamiento de Aguas Residuales*, 1(1):8-15.

- Semblante GU, Hai FI, Huang X, Ball AS, Price WE, Nghiem LD. 2015. Trace organic contaminants in biosolids: impact of conventional wastewater and sludge processing technologies and emerging alternatives. *Journal of Hazardous Materials*, 300:1-17.
- Singh RP, Agrawal M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, 28(2):347-358.
- Smith SR. 1991. Effects of sewage sludge application on soil microbial processes and soil fertility. In *Advances in Soil Science* 16:191-212.
- Straub TM, Pepper IL, Gerba CP. 1993. Hazards from pathogenic microorganisms in land-disposed sewage sludge. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 132:55-91.
- Tangahu BV, Abdullah S, Rozaimah S, Basri H, Idris M, Anuar N, Mukhlisin M. 2011. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, 2011.
- Thomaidi VS, Stasinakis AS, Borova VL, Thomaidis NS. 2016. Assessing the risk associated with the presence of emerging organic contaminants in sludge-amended soil: A country-level analysis. *Science of the Total Environment*, 548:280-288.