

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

CAMBIOS EN LA DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN EL SUELO
PRODUCIDOS POR APLICACIÓN DE LODOS Y ESTIÉRCOL

por

Lucía del Carmen BETANCOR PALLAS
María Melina FERNÁNDEZ VÁZQUEZ
Nadia Pierina FREIRE CARRASCO

TESIS presentada como uno de
los requisitos para la obtención
del título de Ingeniero Agrónomo

MONTEVIDEO
URUGUAY
2018

Tesis aprobada por:

Director: -----

Ing. Agr. Amabelia del Pino

Ing. Agr. Mónica Barbazán

Ing. Qca. Cynthia Lima

Ing. Agr. Omar Casanova

Fecha: 09 de agosto de 2018

Autores: -----

Lucía del Carmen Betancor Pallas

María Melina Fernández Vázquez

Nadia Pierina Freire Carrasco

AGRADECIMIENTOS

De corazón a nuestra tutora, Amabelia, por acompañarnos, compartir su conocimiento y su tiempo durante este último año, siempre presente contestando nuestras inquietudes, haciendo fácil lo difícil y alentándonos a lograr nuestra meta.

En especial queremos decirle gracias a nuestros padres por su apoyo incondicional, por alentarnos a luchar por nuestros objetivos y a no perecer en los momentos complicados. A Mateo y Vale motivos de superación. A todos nuestros seres queridos que han compartido su cariño y apoyo. Gracias.

Agradecemos también a él personal de la cátedra de fertilidad, personal de Bedelía, Biblioteca y Unidad de Enseñanza que participaron durante este proceso.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES.....	VI
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u>	2
2.1. MATERIALES ORGÁNICOS COMO ENMIENDAS DE SUELO..	2
2.1.1. <u>Características generales de las enmiendas orgánicas</u>	4
2.1.2. <u>Uso de enmiendas</u>	5
2.2. DISPONIBILIDAD DE P DE LOS MATERIALES ORGÁNICOS..	13
2.2.1. <u>Dinámica del P en los suelos del Uruguay</u>	13
2.2.2. <u>P orgánico y mineralización del P</u>	15
2.2.3. <u>Absorción de P por las plantas</u>	16
2.2.4. <u>Evaluación de P disponible a partir de materiales orgánicos</u> ..	17
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	20
3.1. EXPERIMENTO DE INVERNÁCULO.....	20
3.1.1. <u>Suelo</u>	20
3.2. INCUBACIÓN DE LABORATORIO.....	22
3.3. DISEÑO ESTADÍSTICO.....	23
4. <u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	24
4.2. EXPERIMENTO DE INVERNÁCULO: CULTIVO DE RAIGRÁS.	26
4.2.1. <u>Producción de biomasa de las plantas de raigrás</u>	26
4.2.2. <u>Contenido de P en la biomasa aérea de raigrás</u>	29
4.2.3. <u>Residualidad del P agregado - análisis de P disponible a la cosecha del experimento de invernáculo</u>	31
4.2.4. <u>Utilización por las plantas del P agregado</u>	33
4.2.5. <u>Contenido de otros nutrientes (Ca, Mg, K, Na, Cu, Fe y Mn) en planta de raigrás</u>	34

4.2.6.	<u>Contenido de N mineral y pH del suelo a la cosecha del experimento de invernáculo.....</u>	37
4.3.	EXPERIMENTO DE LABORATORIO.....	38
4.3.1.	<u>Evolución del P disponible en el suelo.....</u>	38
4.3.2.	<u>Dosis de aplicación de P de los materiales evaluados-equivalente fertilizante.....</u>	44
4.3.3.	<u>pH y Conductividad eléctrica de los suelos.....</u>	46
5.	<u>CONCLUSIONES.....</u>	48
6.	<u>RESUMEN.....</u>	50
7.	<u>SUMMARY.....</u>	52
8.	<u>BIBLIOGRAFÍA.....</u>	54

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Cuadro No.	Página
1. Características del horizonte A del suelo utilizado en el estudio.....	20
2. Contenido de materia seca (MS), pH y nutrientes de las diferentes enmiendas.....	24
3. Producción de biomasa de las plantas de raigrás como respuesta al agregado de lodos sanitarios, lodos de i. láctea, estiércol de vaca y fertilizante inorgánico y respuesta relativa de la producción de biomasa respecto al testigo.....	27
4. Biomasa de las plantas de los tratamientos con enmiendas orgánicas (lodos sanitarios, i. láctea y estiércol), en relación al tratamiento con fertilización inorgánica (fosfato de potasio).....	28
5. Biomasa de las plantas del tratamiento lodos sanitarios en relación con el tratamiento lodos i. láctea.....	28
6. Respuesta de los tratamientos en porcentaje, vs. testigo..	30
7. P absorbido por las plantas de los tratamientos con enmiendas orgánicas (lodos sanitarios, i. láctea y estiércol), en relación al tratamiento con fertilización inorgánica (fosfato de potasio)...	30
8. P absorbido por las plantas con agregado al suelo de lodos sanitarios vs. lodos de industria láctea.....	31
9. Fósforo disponible (Bray 1) en el suelo con agregado de enmiendas orgánicas en comparación con el agregado de fertilizante.....	32
10. Fósforo disponible (Bray 1) en el suelo con agregado de lodos sanitarios comparado con el agregado de lodos provenientes de i. láctea.....	33

11. Efecto de la dosis sobre el contenido de P disponible residual en suelos con diferente agregado de enmiendas y fertilizante.....	33
12. Absorción de P por las plantas en relación al P agregado con los materiales y el P disponible residual.....	34
13. Rangos de concentración de los principales nutrientes en raigrás en relación al estado nutricional.....	35
14. Concentración de nutrientes en tejido vegetal de raigrás...	36
15. Resultados de análisis de N-NO ₃ , N-NH ₄ , pH al agua y pH KCl de los tratamientos a la cosecha.....	37
16. Fósforo disponible (Bray 1) de los suelos.....	40
17. Valores promedios de P disponible (Bray 1) para suelos con agregado de lodos sanitarios lodos provenientes de la i. láctea...	41
18. Dosis de aporte de P ₂ O ₅ y equivalente fertilizante (kg de P ₂ O ₅) para elevar 1 mg/kg el P disponible del suelo).....	45
19. pH y CE de los suelos - muestreo realizado a los 14 días de incubación.....	46

Figura No.

1. Destino de los lodos producidos en la Comunidad Europea y su evolución en el tiempo.....	3
2. Diagrama de flujo de procesos de generación de lodos sanitarios e industriales.....	10
3. Absorción de P, en respuesta al agregado de diferentes dosis de fertilizante y enmiendas orgánicas al suelo.....	29
4. Contenido de P Bray 1 disponible en el suelo con agregado de diferentes dosis de fertilizante y enmiendas orgánicas.....	32

5. Fósforo disponible (Bray 1) en el suelo incubado con diferentes materiales. Muestreo realizado a los 14 días de incubación...	39
6. Efecto de las enmiendas sobre la evolución de la disponibilidad de P de los suelos.....	42
7. Evolución en el tiempo de la disponibilidad de P proveniente de los diferentes materiales (promedio de tres dosis).....	44

1. INTRODUCCIÓN

Cuando las enmiendas orgánicas tales como estiércoles, lodos industriales, etc., son agregadas al suelo, se producen cambios sobre la disponibilidad de nutrientes, en especial del fósforo (P) para las plantas, lo cual es afectado por factores tales como: tipo de cultivo, condiciones de crecimiento del cultivo, propiedades del suelo como presencia de otros iones (Fe, Al, Ca). A su vez, debe tenerse en cuenta la problemática ambiental causada por aplicaciones constantes de residuos orgánicos al suelo, lo cual puede aumentar el contenido de P en el mismo, y podría provocar eutrofización de cursos de agua y otros efectos de impacto ambiental negativo.

En el presente trabajo se plantea estudiar los cambios en la disponibilidad de P en el suelo producidos por el agregado de enmiendas orgánicas. Se realizaron dos experimentos: El primero fue una incubación de los materiales con suelo, para evaluar la dinámica del P proveniente de los residuos bajo condiciones de temperatura y humedad controladas. El segundo se realizó en invernáculo, estudiando la disponibilidad de P para plantas de raigrás. A partir de los datos obtenidos en este estudio se podrán generar recomendaciones para la aplicación de enmiendas orgánicas en suelos agrícolas.

Los objetivos de este estudio son: 1- realizar una caracterización físico-química de estiércol de vaca y dos tipos de lodos: provenientes de aguas residuales y lodos de la industria láctea. 2- A través de la incubación en condiciones controladas caracterizar la reacción de estos materiales con el suelo. 3- Evaluar la disponibilidad de P de esos materiales para las plantas. 4- Evaluar los efectos residuales del P aplicado con estos materiales luego de la cosecha del cultivo. 5- Establecer rangos de dosis de aplicación de P para los materiales evaluados.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. MATERIALES ORGÁNICOS COMO ENMIENDAS DE SUELO

El uso de enmiendas orgánicas es una práctica que ha evolucionado en conjunto a los avances tecnológicos en lo que a la producción agrícola se refiere. Desde los inicios de la agricultura la fuente de nutrientes utilizados fueron residuos de cultivos, residuos orgánicos así como también estiércol animal. Posteriormente estos fueron sustituidos por fertilizantes inorgánicos (Hirzel y Salazar, 2012).

Según Artiola, citado por Hirzel y Salazar (2012) en Europa y debido a una necesidad de mejora en la eficiencia de los recursos naturales, así como también, derivado de una fuerte presión ambiental de los consumidores sobre actividades productivas, se ha orientado al compostaje y reciclaje de materiales orgánicos. Otras opciones, hoy restringidas (prohibidas en E.E.U.U. en 1993 y en la U.E. en 1998), como incineración y vertido al mar, están hoy en desuso hoy debido a altos costos y medidas ambientales. Otra vía puede ser la disposición de dichos materiales en vertederos y rellenos sanitarios (Figura 1), lo cual puede determinar una reducción en la capacidad de almacenamiento cuando se trata de compuestos peligrosos; otro factor a tener en cuenta, y no menos importante, sería la pérdida de nutrientes y reducción de la eficiencia en los sistemas productivos, dado que, no se realizaría reciclaje de los mismos (Hirzel y Salazar, 2011). Según Marambio y Ortega (2003), el reciclaje puede ser logrado mediante la aplicación de lodos al suelo, ya que un 80% de estos desechos es reutilizable, sin contar el hecho de la mejora lograda en la productividad y en suelos degradados.

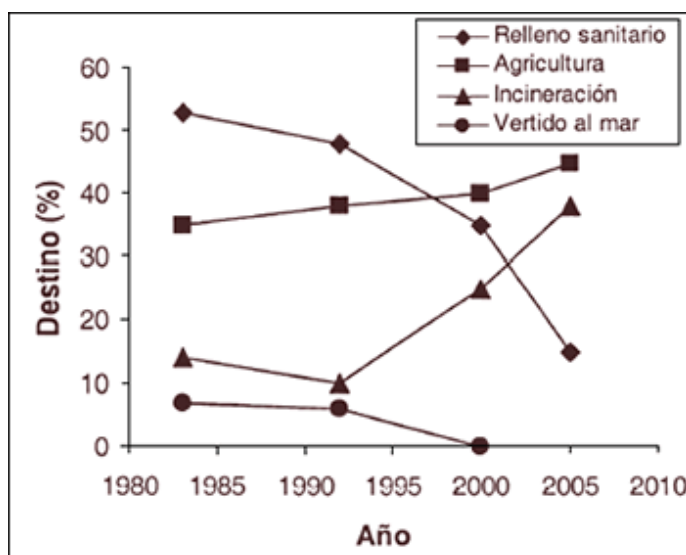


Figura 1. Destino de los lodos producidos en la Comunidad Europea y su evolución en el tiempo.

Fuente: Marambio y Ortega (2003).

Según Ruiz, citado por Hirzel y Salazar (2011), las enmiendas orgánicas han sido aplicadas en complemento con fuentes inorgánicas, y a su vez, como mejoradores de las propiedades del suelo. Las características fisicoquímicas de estos materiales frecuentemente se desconocen y en las decisiones sobre las dosis a aplicar no se considera su aporte de nutrientes. El hecho derivado de este desconocimiento, manejo, así como época de aplicación, ha sido asociado directamente a la contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

La eficiencia en la utilización de estos materiales puede verse incrementada si se consigue conocer sus características físicas y químicas (Eghball y Power 1999, Hartz et al. 2000), logrando además minimizar los riesgos de contaminación.

Por otro lado en las áreas suburbanas y rurales los suelos sufren fuertes procesos de degradación y en muchos casos de destrucción. Este tipo de problemas y otros semejantes, han contribuido a desarrollar en los últimos años tecnologías adecuadas para reconstruir los medios edáficos alterados (Adriano et al., 1999). Uno de los principales objetivos de la reconstrucción de suelos es la reinstalación del estrato superficial (horizonte A) y, casi simultáneamente, la implantación de una vegetación en equilibrio con las condiciones ambientales.

Existen diferentes tipos de enmiendas orgánicas en Uruguay; las cuales son subproductos o residuos de las distintas actividades productivas. Se pueden clasificar en:

- subproductos orgánicos de origen animal: estiércol, “cama” o estiércol con material acompañante, etc.
- lodos de tratamientos de residuos industriales líquidos, estos pueden ser: lodos de aguas servidas, lodos de industrias, lodos de procesos productivos, entre otros.
- subproductos de la industria alimenticia, agropecuaria y forestal (UdelaR. FA, 2016).

2.1.1. Características generales de las enmiendas orgánicas

En general, las enmiendas no presentan un alto contenido de nutrientes (Barbazán et al., 2011), sin embargo debido a los grandes volúmenes generados estos pasan a constituirse en un importante recurso de nutrientes al suelo. Algunas características de dichos materiales son:

- las cantidad de carbono y agua contenida en ellos es alta; esto puede ser considerado una importante fuente de energía para los microorganismos.
- contienen macro y micronutrientes.
- pueden contener ácidos húmicos, hormonas, enzimas, auxinas, antibióticos estos pueden estimular el crecimiento de las plantas así como también microorganismos del suelo, o afectar la disponibilidad de nutrientes.
- mejoran las propiedades físicas del suelo: aireación, capacidad de retención y penetración del agua. Favorecen la formación de agregados, mejorando la estructura del suelo.
- mejoran las propiedades químicas del suelo: como la capacidad de intercambio catiónico, debido a que la materia orgánica tiene gran superficie específica permite absorber mayor cantidad de cationes. La materia orgánica a su vez tiene poder buffer, lo que permite amortiguar los cambios de pH del suelo.
- favorecen la actividad microbiológica y de la fauna del suelo.
- las dosis a aplicar deben ser muy altas para realizar un aporte sustancial de nutrientes debido a la baja concentración de los mismos (UdelaR. FA, 2016).

2.1.2. Uso de enmiendas

En los últimos años se han suscitado ciertos problemas ambientales, los cuales han comprometido la calidad higiénica y sanitaria de importantes cursos de agua del Uruguay. Esto llevó a tomar una serie de medidas por parte de industrias, OSE y establecimientos agropecuarios, siendo estas reguladas a su vez por MVOTMA. DINAMA. Las mismas se orientan a la gestión responsable de los residuos sanitarios, de la industria y en los establecimientos agropecuarios. En el marco de la política de preservación de la calidad del agua, se han construido Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), las cuales generan subproductos líquidos, sólidos o semisólidos, denominados lodos o biosólidos, dependiendo de la operación o proceso utilizado (Daguer, 2003). Los biosólidos son un producto originado después de un proceso de estabilización de lodos orgánicos provenientes del tratamiento de las aguas residuales. La estabilización se realiza para reducir su nivel de patogenicidad, su poder de fermentación y su capacidad de atracción de vectores. Mediante este proceso, el biosólido tendría aptitud para utilización agrícola y forestal, y/o para la recuperación de suelos degradados.

Como complemento a esto, sabido es que en los últimos años se ha producido una importante intensificación de la producción tanto animal como vegetal, lo cual se ha logrado mediante mayores rendimientos de cultivos y praderas, y esto ha llevado a que se genere un marcado aumento en la utilización de nutrientes del suelo por parte de las plantas.

Se implementaron prácticas de manejo del suelo como el laboreo convencional, que, si bien mejoran algunas características físicas del suelo en el corto plazo (como la macroporosidad y aireación), en el largo plazo las consecuencias de ésta práctica son negativas. Por lo tanto, se ha producido un deterioro importante de las características tanto físicas como químicas del suelo, para lo cual se ha implementado la aplicación de enmiendas orgánicas, obtenidas en los procesos de tratamiento como método para mejorar dichas características.

A su vez, la intensificación de la producción animal ha llevado a mayores producciones de materiales orgánicos provenientes de dichos animales, como estiércol y orina. Una proporción de estas heces y orina es depositada por los animales durante el pastoreo, otra parte queda en patios de estabulación, sala de ordeño e instalaciones donde transitan los animales, y requieren ser colectados y aplicados al campo. Del total de estiércol excretado por una vaca alrededor de un 7 a 10 % queda depositado en los pisos de las instalaciones de ordeño. Estos residuos generan importantes riesgos para el

ambiente, debido al potencial de contaminación que presentan y al gran espacio que estos ocupan en una determinada área (Casanova y del Pino, 2007).

Este aumento en la producción de estiércol proveniente de la intensificación de las producciones animales ha llevado a que se deban tomar decisiones en cuanto a la manipulación de estos residuos sólidos, como por ejemplo aplicarlas al suelo para mejorar sus propiedades tanto físicas como químicas.

Según Van Kessel, citado por Barbazán et al. (2011), la edad, especie y alimentación de los animales determinan cambios en la composición de nutrientes del estiércol. El manejo que se realiza previo a su aplicación es otro factor a tener en cuenta. En el estiércol vacuno fresco prácticamente la mitad del N se pierde por volatilización de NH_3 , también puede presentarse como urea ó ácido úrico pudiendo ser perdido por lixiviación o arrastre con el agua, el N restante que ya ha sido atacado por la microflora ruminal, permanece en formas más estables, siendo estas formas orgánicas más resistentes al ataque microbiano (del Pino et al., 2008). Para ser absorbidos por las plantas estas últimas deben mineralizarse, lo cual es controlado por las características físicas y bioquímicas del material (Griffin y Honeycutt, 2000). Según el sistema de efluentes utilizado en los establecimientos lecheros para la recuperación de sólidos, se vio que para un rodeo de 100 vacas en ordeño se puede llegar a reciclar de 137 a 195 kg. de N y de 59 a 79 kg. de P en un año. Esto es equivalente a 275-425 kg. de urea y 115-170 kg. de fosfato di amónico $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$. La utilización estratégica de estos residuos es una excelente opción para mejorar las propiedades del suelo, aumentando la oferta forrajera y evitando las fuentes de contaminación (Taverna et al., 2013).

En un trabajo realizado en Uruguay, se planteó evaluar el potencial agronómico de los lodos obtenidos en las plantas de tratamiento de líquidos residuales domésticos (PTAR) de OSE para su aplicación directa como enmiendas orgánicas en suelos para cultivos (Gilsanz et al., 2013). Como resultado del estudio se pudo observar que las aplicaciones de los lodos frescos o compostados no afectaron negativamente las propiedades químicas del suelo. Esto estaría indicando que la aplicación de lodos al suelo como fuente de materia orgánica es una opción posible. Sin embargo, la utilización repetida podría llevar a la acumulación de P en el suelo.

La aplicación en la producción agropecuaria de los lodos urbanos provee numerosos beneficios como acondicionador físico del suelo: mejora la porosidad y la infiltración, y aumenta la resistencia a la erosión. También contribuye con el aporte de nutrientes y promueve la supresividad a fitopatógenos del suelo debido a los cambios en sus propiedades químicas (pH,

capacidad de intercambio catiónico, etc.) y biológicas (incremento de la actividad microbiana, Gilsanz et al., 2013).

En Uruguay los trabajos orientados a la caracterización de los materiales orgánicos aplicados al suelo han sido pocos hasta el momento (del Pino et al. 2008, 2012, Barbazán et al. 2011).

2.1.3. Lodos primarios, secundarios y terciarios

En las aguas residuales los constituyentes eliminados de las plantas de tratamiento incluyen residuos sólidos, arena, espumas y lodos. La generación de lodo depende de las operaciones y procesos de tratamiento. Al salir los lodos suelen ser líquidos o semisólidos; el contenido de sólidos varía entre el 0.25 y el 12 % en peso. De acuerdo a Ramalho (1991), el tratamiento de los lodos es el de mayor volumen; su evaluación y disposición es un problema que requiere pronta solución.

Los principales objetivos en el tratamiento de los lodos son: 1) disminución de olores desagradables; 2) reducción del volumen de agua, 3) reducción de la cantidad de sólidos para facilitar su manejo; y 4) reducción del número de microorganismos patógenos (Ramalho, 1991).

En función del criterio empleado se puede disponer de dos clasificaciones de los lodos generados durante los procesos de tratamiento de aguas residuales:

- a) Según el origen del efluente a tratar:
 - lodos urbanos.
 - lodos industriales.
- b) Según la etapa del tratamiento del agua residual se hayan generado:
 - lodos primarios.
 - lodos secundarios (biológicos).
 - lodos terciarios (químicos o físico-químicos).

A continuación se brinda una aproximación a los tratamientos aplicados tanto para lodos urbanos como de la i. láctea (OSE, s.f.).

a) Tratamiento primario

En las PTAR se generan dos tipos de lodos básicamente, uno de ellos son los lodos primarios crudos, separados durante la sedimentación primaria. El

lodo primario está formado por material particulado de tipo orgánico e inorgánico que sedimentan con facilidad y se separa en la sedimentación primaria.

Tiene el propósito de remover materia en suspensión y flotante. El sistema más común es un sedimentador que bajo buenas condiciones de operación, puede remover hasta el 60% de los sólidos en suspensión, y el 30% de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). No será capaz de remover suspensiones coloidales ni sólidos disueltos para lo que se necesita un tratamiento secundario. La sedimentación primaria también dispone de digestores para el barro sedimentado. En este sentido, se han encontrado ventajas en el uso de los Tanques "Imhoff", que en una misma estructura integran el sedimentador y el digestor de barros. Por último, las instalaciones deben complementarse con un espacio destinado al lecho de secado del barro digerido, que una vez solidificado se extrae de la planta debidamente acondicionado, para su disposición en el destino final.

Los problemas derivados del manejo de los lodos primarios son:

- que está formado, principalmente, por la materia orgánica, que también está sujeta a procesos de descomposición que la pueden hacer indeseable. Sólo una pequeña parte del lodo está compuesta por materia sólida, que se divide en sólidos suspendidos (patógenos, materia orgánica coloidal, arenas y arcillas) y sólidos disueltos (DBO soluble, sales y iones), el resto está constituido por agua.

b) Tratamiento secundario

Los lodos secundarios son separados del agua residual una vez que han salido del reactor biológico, es el material sedimentable procedente del reactor biológico y que se separa en la sedimentación secundaria, también se le conoce como lodo activado.

El principal objetivo del tratamiento secundario es reducir la concentración de materia orgánica. Para líquidos domésticos, generalmente se usan procesos de oxidación biológica. Existen gran variedad de procesos, los más comunes son:

- filtros percoladores;
- procesos de barros o lodos activados;
- lagunas aireadas;
- lagunas de estabilización.

Muchos de estos procesos se complementan con procesos de separación de sólidos de los efluentes: sedimentadores, espesadores de lodos y lechos de secado, o filtros prensa o filtros banda o centrífugas.

El elevado contenido de materia orgánica presente, tanto en lodos primarios como secundarios, hace que sean materiales putrescibles; por otro lado, su alto contenido de agua (entre el 70 y el 94 %) los hace voluminosos y pesados. El tratamiento de los lodos está enfocado a reducir en lo posible estas características, transformándolos en materiales biológicamente estables, con volúmenes menores al que tenían al salir de la sedimentación, y con menor masa al reducirse el contenido de agua y la masa de microorganismos. De esta manera se facilita su manejo, ya sea para su uso como mejorador de suelo, como combustible, u otros usos alternos, o bien para su disposición final en rellenos sanitarios u otro tipo de confinamiento.

c) Tratamiento terciario

Según OSE (s.f.), los tratamientos terciarios (conocidos también como tratamientos avanzados, más rigurosos, complementarios, etc.) permiten obtener efluentes finales de mejor calidad para que puedan ser vertidos en zonas donde los requisitos son más exigentes o puedan ser reutilizados. La eliminación de materia particulada y coloidal presente en los efluentes depurados, puede lograrse mediante la aplicación de tratamientos fisicoquímicos (coagulación, floculación) y la posterior etapa de separación (decantación, filtración). Para la eliminación de nutrientes (N y P), se recurre cada vez más al empleo de procesos biológicos. No obstante, el caso del de P, los procesos de precipitación química, empleado sales de Fe y de Al, continúan siendo los de mayor aplicación (OSE, s.f.). En la Figura 2 se representa el flujograma de los procesos de la PTAR proyectada en Santa Lucía, Canelones.

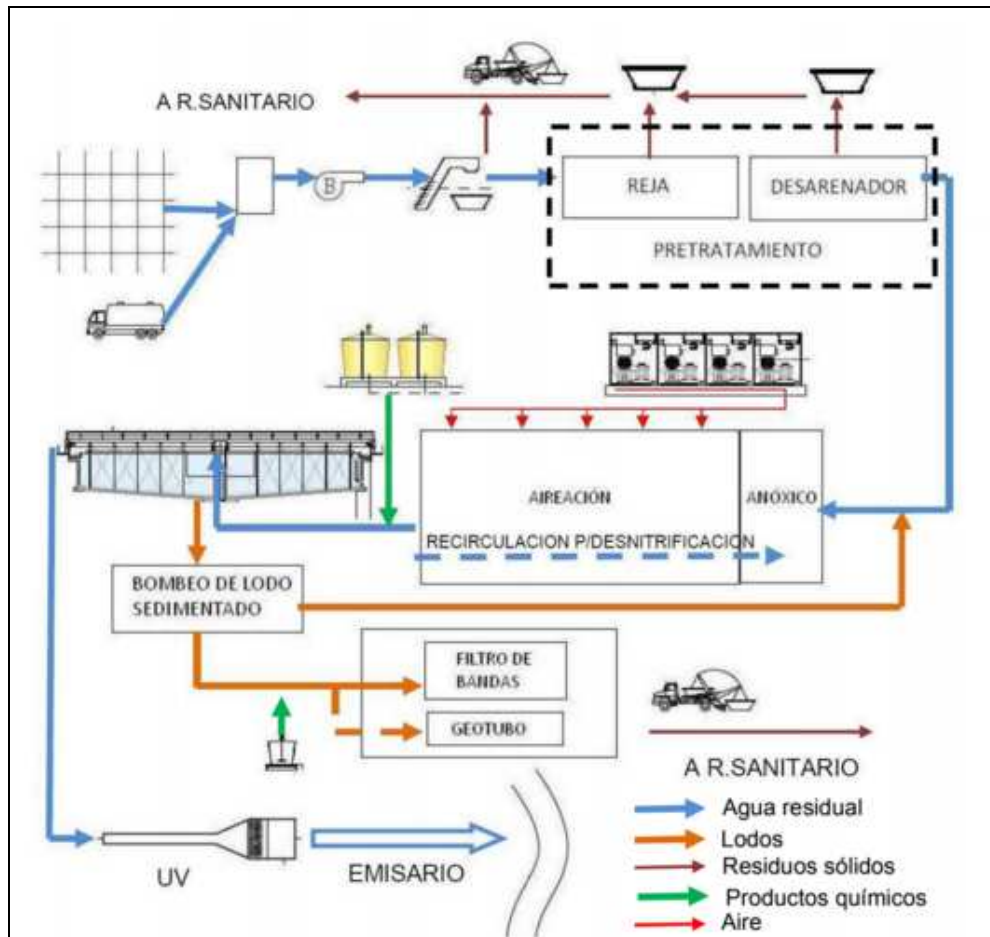


Figura 2. Diagrama de flujo de procesos de generación de lodos sanitarios e industriales.

Fuente: OSE (2015).

2.1.4. Reacción de enmiendas orgánicas con el suelo

La materia orgánica de un suelo es sin duda el componente que contribuye de forma más global a mantener su capacidad productiva. Influye en características físicas como la porosidad, estado de agregación de las partículas, densidad aparente, etc., y afecta al comportamiento del suelo en lo que a retención y transmisión de agua, gases y calor se refiere. Asimismo, proporciona una reserva estable de nutrientes para la planta y organismos en general residentes en el medio, alterando al mineralizarse ciertas propiedades

químicas del mismo. Los suelos agrícolas sufren un desequilibrio en el mantenimiento de niveles estables de materia orgánica debido a numerosas razones (laboreo, producciones intensivas, uso de fitosanitarios). Los lodos de depuradora, al igual que otros residuos urbanos y agrícolas, constituyen una fuente de materia orgánica alternativa a los distintos estiércoles de origen animal utilizados tradicionalmente (Muñoz et al., 1999).

Una forma de restituir la materia orgánica perdida por el suelo es el agregado de enmiendas. En general existe una gran variabilidad, tanto en parámetros físicos como químicos, dependiendo del tipo de enmienda y también dentro de la misma enmienda. Esto hace recomendable que previo a su utilización deben ser caracterizadas para estimar el real aporte de nutrientes al suelo, evitando con ello sobrepasar la dosis requerida y el potencial impacto ambiental que puede generar (del Pino et al., 2012).

Según Eghball, citado por Barbazán et al. (2011), el aporte de nutrientes de las enmiendas depende también de su facilidad o dificultad para ser degradado por la microfauna del suelo. Para el estiércol vacuno la estimación del N mineralizado durante el primer año es de 21%. Estas estimaciones permiten el cálculo de la dosis de estiércol a aplicar para cubrir los requerimientos de N de los cultivos. La cantidad de N mineralizable de un resto orgánico depende no sólo del contenido absoluto de N y sus fracciones, sino también de su cantidad relativa a los contenidos de carbono (C) y/o compuestos de C. Algunos autores (Beauchamp y Paul, citados por Barbazán et al., 2011) indican que los materiales orgánicos con una relación C/N debajo de 15 probablemente generan mineralización neta de N, mientras que los que presentan una relación mayor o igual que 18 probablemente produzcan inmovilización neta (Calderón et al., citados por Barbazán et al., 2011), aunque para otros autores se puede esperar mineralización neta en materiales con relaciones C/N igual o menor que 25 (Trinsoutrot et al., citados por Barbazán et al., 2011). Otros autores han sugerido la utilización de otros índices para explicar la facilidad de descomposición de un resto orgánico en el suelo, como el contenido de lignina (Müller et al., citados por Barbazán et al., 2011) o polifenoles (Zibilske y Bradford, citados por Barbazán et al., 2011) de dichos materiales. Cuanto mayor contenido de estos compuestos, es esperable mayor resistencia a la mineralización.

Blake et al., citados por Barbazán et al. (2011) sugirieron que, el P del estiércol puede estar menos disponible o más disponible que el P del superfosfato, dependiendo del clima, del suelo y de la disponibilidad de otros nutrientes para las plantas, y aconsejó una cuidadosa consideración de las condiciones ambientales al transferir conclusiones sobre la disponibilidad de P del suelo de un ambiente a otro. Aunque la estimación de la dosis a aplicar de

materiales orgánicos en base al contenido de N y la tasa de mineralización permite mejorar el manejo de estos materiales, esta estimación puede ocasionar acumulación de grandes cantidades de P, dada la baja relación N/P que generalmente presentan. Eghball y Power, citados por Barbazán et al. (2011) sugirieron, por lo tanto, usar el contenido de P como base para estimar las cantidades a aplicar de estos materiales cuando existe preocupación por acumulación de P en los suelos.

Un aspecto importante a tener en cuenta es el manejo que se le da a las enmiendas orgánicas, haciendo referencia con esto al momento de aplicación y a la cantidad de residuo orgánico que se vaya a aplicar. El momento de aplicación del estiércol depende de muchas variables tales como: volumen a incorporar, tipo (fresco o estacionado), tipo de suelo, condiciones del clima, características del cultivo a implantar. Se debe tener la precaución de no sembrar inmediatamente a la aplicación del estiércol, por problemas de acidez que podría provocar el ataque microbiano al estiércol o “quemado” de las plantas. Se han reportado algunos efectos fitotóxicos (pobre germinación y reducido rendimiento) cuando las dosis han sido altas, esto debido al efecto combinado de altas cantidades de sales solubles, N-NH_4^+ y N-NO_2^- (UdelaR. FA, 2016).

Para un correcto uso de los lodos se deben respetar los tiempos mínimos entre su aplicación y cosecha. La aplicación de lodos residuales a suelos agrícolas es una práctica habitual en países desarrollados por razones prácticas y económicas (Ottaviani et al., 1991). Los lodos residuales tienen valor fertilizante y mejoran también las propiedades físicas de los suelos (Tester, 1990).

La tasa y frecuencia de aplicación de residuos orgánicos deberá planificarse teniendo en cuenta su composición (macronutrientes) y la caracterización agronómica de los suelos y cultivos o pasturas a utilizarse. Se deberá proponer una rotación de cultivos y/o pasturas del área de reutilización que asegure que el contenido de nutrientes sea el adecuado de acuerdo a un plan agronómico, teniendo especial consideración de que P Bray 1 en el suelo sea menor a 31 ppm para su reutilización (MGAP, 2016).

Según el MGAP (2016), se debe asegurar en el área de reutilización la existencia de un plan de aprovechamiento agronómico integrado de rotación y cultivos para el máximo aprovechamiento de los nutrientes vertidos de manera de reducir su exportación al ambiente. Desde el punto de vista sanitario se recomienda:

- aplicarlo en pasturas que estén recién pastoreadas.
- un tiempo de espera de 21 a 30 días para realizar pastoreo directo.
- evitar pastoreo con categorías de animales menores a 1 año.
- evitar pastoreo de vacas parto.

En cuanto a las distancias mínimas establecidas, estas son:

- 50 m a cursos de agua o pozos manantiales.
- 10 m a medianeras.
- solo podrá permitirse en zonas rurales.

En cuanto a las cantidades a aplicar, como se mencionó, son generalmente elevadas, debido a la baja concentración de nutrientes. Para lograr una mejora importante de las propiedades físicas del suelo, es necesario aplicar cantidades muy grandes, superiores a 10 ton/ha en base seca (UdelaR. FA, s.f.). Pero debe evitarse la aplicación en cantidades excesivas en relación a los requerimientos de los cultivos que se realicen, a fin de evitar contaminación por exceso de nutrientes en aguas subterráneas o cursos de agua cercanos, o problemas de propiedades físicas asociados a excesos de Na (del Pino et al., 2008).

2.2. DISPONIBILIDAD DE P DE LOS MATERIALES ORGÁNICOS

2.2.1. Dinámica del P en los suelos del Uruguay

El P en el suelo forma parte de un ciclo, el cual se produce a través de las salidas y entradas de P al suelo, generando así un balance. El P ingresa principalmente al suelo por medio de adición de fertilizantes minerales. También por los residuos de animales y plantas. Es posible encontrar al P conformando tres pools: P presente en compuestos inorgánicos, P presente bajo forma de compuestos orgánicos y P presente en la solución del suelo. La baja solubilidad de los compuestos de P en los suelos trae como consecuencia niveles muy reducidos de P en la solución del suelo. El P en la solución se encuentra bajo diferentes formas iónicas derivadas del ácido fosfórico, la predominancia de una forma u otra depende el pH de la solución (Hernández et al., 2013).

Dentro de cada pool de P orgánico e inorgánico es posible separar la fracción más lábil (de menor estabilidad y que por ende puede contribuir con mayor rapidez a la nutrición de las plantas), y la fracción no lábil o fijada

(conformada por compuestos muy estables). Ambas fracciones se encuentran en constante intercambio y el límite entre ambas es muy difuso debido a que los compuestos fosfatados son muy diversos, y con valores de constante del producto de solubilidad (Kps) muy variables. Las proporciones de las fracciones lábil y retenida también varían, y están estrechamente relacionadas con la cantidad, forma y frecuencia de aplicaciones de fertilizantes fosfatados. La mayoría del P inorgánico se encuentra formando parte de la fracción no lábil, con valores muy bajos de Kps, determinando una muy baja reactividad química. Esta condición le resta importancia desde el punto de vista de la nutrición de las plantas a pesar de ser la forma mayoritaria del P inorgánico del suelo. Cuando baja la concentración de P en la solución del suelo, la fracción lábil del P inorgánico realiza una reposición rápida del P a la solución, hasta un nivel que corresponde a la constante del producto de solubilidad (Kps) de los compuestos que lo conforman. La solubilidad de los fosfatos de Ca disminuye con el aumento del pH del suelo, mientras que la solubilidad del P ligado a Fe/Al disminuye con la disminución del pH del suelo (Hernández et al., 2013).

Al momento de evaluar la disponibilidad de este nutriente para las plantas, surge una consecuencia práctica, ya que los diferentes métodos desarrollados estiman cantidades diferentes, aunque proporcionales al P presente en la fracción lábil, ninguno puede extraer la totalidad del nutriente de una fracción de la cual no se conocen sus límites (Hernández et al., 2013).

Cuando se fertiliza un suelo con un fertilizante fosfatado soluble en agua, se observa una rápida disminución del fósforo en la solución del suelo. Esta disminución es causada por su reacción con cationes como Al, Fe o Ca, o superficies de alta reactividad química, lo que da como resultado productos de muy bajo Kps. Este fenómeno es conocido como retención, fijación o adsorción de fósforo por el suelo (Hernández et al., 2013).

Existen dos mecanismos de retención de fósforo, uno es la precipitación que funciona cuando están presentes en la solución del suelo los cationes Ca^{+2} , Al^{+3} y Fe^{+3} , con los cuales reacciona formando compuestos de baja solubilidad que precipitan, pero es una reacción reversible y se da en suelos con altas concentraciones de P y en suelos ácidos a través de la presencia de Al^{+3} . Por otro lado está la adsorción que es un proceso de retención aniónica que se da sobre la superficie de óxidos, hidróxidos y carbonatos, formando compuestos más estables y de menos reversibilidad. En general a medida que las fracciones del suelo son más finas aumenta la capacidad de retención por adsorción debido a la mayor cantidad de posiciones con cationes capaces de retener el P en la superficie de los coloides (Hernández et al., 2013).

Diogenes y Antille (2014), demostraron que existen diferencias significativas en el P extraíble del suelo entre tipos de suelo. También demostraron que el tipo de fertilizante y la tasa de aplicación produjeron efectos significativos en los niveles de P extraíbles del suelo.

Resumiendo, se pueden encontrar en el suelo desde formas altamente reactivas correspondientes a los primeros productos de reacción del fertilizante fosfatado con los compuestos del suelo, los cuales constituyen la fracción lábil, hasta compuestos muy estables y de baja solubilidad, que son constituyentes del fósforo no lábil o fijado.

2.2.2. P orgánico y mineralización del P

El contenido de P orgánico, en suelos del Uruguay provenientes de diferentes materiales de origen, bajo campo natural sin fertilizar, es en promedio de 51%, con un rango de variación entre 33 y 37% (Hernández et al., 2013). Si bien los contenidos de P orgánico generalmente aumentan con un incremento en el contenido de C y/o N orgánico, las relaciones C/P y N/P en los suelos son más variables que la relación C/N. Para los suelos del Uruguay se han encontrado relaciones C/N/P promedio de 106:10:0,63 (Hernández et al., 2013).

Según Hernández et al. (2013) el P orgánico del suelo está conformado por diferentes fracciones de características muy variadas lo que le da una heterogeneidad muy grande y puede ser separado básicamente en tres: por un lado la fracción humus del suelo conformada por muy diversos compuestos y muy variable en cuanto a su estabilidad frente a mecanismos de degradación química y biológica; por otro lado está la fracción restos frescos, representada por estructuras vegetales no humificadas y excreciones de origen animal, y por último está la fracción más dinámica, la biomasa microbiana, donde forma parte de las estructuras de los microorganismos. El contenido de P de estas tres fracciones es muy variable, los restos secos incorporados al suelo pueden contener entre 0,1 a 0,2 % mientras que el humus del suelo presenta contenidos mayores (0,3 -0,4%). Esto muestra que durante el proceso de humificación el contenido de P de los restos vegetales incorporados al suelo se concentra, como ocurre con el N.

La mineralización del P orgánico del suelo es un proceso biológico dinámico que junto con la inmovilización del P inorgánico, determinan cambios en las dos formas del P en el suelo. En ambos procesos se involucran las fracciones lábiles determinando una alta incidencia en la disponibilidad de este mineral para las plantas. Como se mencionó una fuente de P orgánico son los residuos de plantas y animales que son degradados por los microorganismos del suelo liberan P. Una parte del P orgánico es resistente al ataque de

microorganismos y está más relacionado con los ácidos húmicos del suelo. Los inositol fosfatos, ácidos nucleicos y fosfolípidos también pueden ser mineralizados por una reacción catalizada por la enzima fosfatasa. Estas enzimas juegan un rol importante en la mineralización de fosfatos orgánicos y su actividad es debida a la acción combinada de la microflora del suelo y de algunas enzimas libre presentes. Su actividad es mayor con el aumento del contenido de carbono y es afectada por el pH, humedad, temperatura y otros factores (Hernández et al., 2013).

Las relaciones C/P de los residuos en descomposición regulan la predominancia de la mineralización sobre la inmovilización. Expresado como porcentaje de P del residuo, la inmovilización neta ocurre cuando $\%P < 0,2 \%$ y la mineralización neta cuando $\%P > 0,3\%$. Cuando los residuos son incorporados al suelo, al comienzo ocurre una inmovilización neta, seguida por una mineralización neta en la medida que la relación C/P del residuo disminuye (Hernández et al., 2013).

El P producido a través de la mineralización puede ser removido de la solución, ya sea por adsorción a arcillas y otras superficies de minerales, o precipitar bajo forma de minerales secundarios con Fe, Al o Ca. Sin embargo la mineralización de P durante una estación de crecimiento ha sido estimada en numerosos estudios, y como es de esperar, varía ampliamente entre suelos (Hernández et al., 2013).

2.2.3. Absorción de P por las plantas

El P se encuentra disponible para las plantas como ion fosfato, y se absorbe preferentemente como $H_2PO_4^-$ en suelos con pH menores a 7, y como anión divalente HPO_4^{2-} en suelos básicos (Azcón-Bieto y Talón, 2008).

Contrariamente a lo que sucede con las formas inorgánicas del N, el P es relativamente estable en los suelos y no se pierde por lixiviación, ni en formas gaseosas. La alta estabilidad de los compuestos fosfatados en los suelos es consecuencia de la baja solubilidad de estos, esto constituye la causa inmediata de deficiencias de P para las plantas (Hernández et al., 2013).

A su vez, la cantidad de P absorbido por una planta por unidad de tiempo es función del volumen de raíces que tenga la planta, la tasa de absorción por unidad de raíz, y la concentración de P en la solución del suelo donde se encuentra la raíz (Hernández et al., 2013).

Hernández et al. (2013) mencionan que la difusión aparece como el mecanismo principal por el cual el P de la solución del suelo llega a la raíz, este

mecanismo opera por diferencias de concentraciones a pequeñas distancias (0,1 a 15 mm), es por ello que se dice que el P es un nutriente poco móvil en el suelo. Los principales factores que afectan dicho mecanismo son:

- temperatura: la temperatura afecta sobre todo la tasa de difusión, con bajas temperaturas aumenta la viscosidad del agua disminuyendo el coeficiente de difusión. Esto determinaría mayor dependencia de la planta de altas concentraciones de P en épocas de temperaturas bajas.
- contenido de agua: un mismo suelo tendrá más facilidad para la difusión con mayor contenido de agua, ya que existe una mayor continuidad de los films de agua en los poros del suelo.
- factor tortuosidad: está determinado por el contenido de agua y el tamaño de las partículas del suelo. En un suelo con bajo contenido de humedad, la tortuosidad es mayor, por una discontinuidad de los films de agua. Con respecto a la textura, en un suelo pesado el camino se presentará más tortuoso que en uno liviano. Sin embargo a igual energía de retención del agua, en el suelo pesado habrá un mayor contenido de agua, por lo que mejorará la difusión.

2.2.4. Evaluación de P disponible a partir de materiales orgánicos

Según Elliot et al., citados por Antille et al. (2003a) la fito-disponibilidad del P de los biosólidos aplicados al suelo es controlada mediante la interacción de numerosos factores, entre los que se incluyen las condiciones ambientales, el cultivo, el suelo, la actividad microbiana y las características de las fuentes de P nativas y añadidas al suelo.

Antille et al. (2013a, 2013b) encontraron que la disponibilidad neta de P mediante aplicación al suelo de biosólidos es controlada por reacciones de adsorción y precipitación del P, y mineralización de fracciones. La aplicación rutinaria de biosólidos puede conducir a la acumulación de P en el suelo, un problema que se ha observado en áreas cercanas a sitios de producción que frecuentemente exhiben índices de P del suelo relativamente altos.

Según Sweeten, citado por Oladeji (2006), en Estados Unidos, la industria animal produce cerca de 160 millones de Mg (materia seca) de estiércol anualmente, lo cual se estima que produce 2 millones de Mg anuales de P. Gerritse y Vriesema, Peperzak et al., citados por Oladeji (2006) afirman que, más del 70% del P total en residuos se encuentra en formas inorgánicas, las formas orgánicas están presentes en cantidades significativas en abonos frescos y mineralizan rápidamente a formas inorgánicas durante el almacenamiento.

Hedley y McLaughlin, citados por Oladeji (2006) afirman que en los productos de desecho o residuos el P está presente principalmente como P inorgánico, y éstas formas de P inorgánico incluyen una gran variedad de compuestos con elementos acompañantes como Ca, Fe y Al que se caracterizan por una solubilidad variable en el suelo.

La biodisponibilidad del P en los biosólidos depende del proceso de tratamiento de aguas residuales utilizado, que dicta las formas y solubilidad del P en las fuentes.

O'Connor et al., citados por Oladeji (2006) clasificaron el P de los biosólidos en tres categorías de fito-disponibilidad: alta (más del 75% del P disponible), media (25 a 75% del P disponible) y baja (menos del 25% del P disponible). En este caso, un período de estudio de al menos un año es necesario porque el P que no es biodisponible en el corto plazo puede ser liberado en última instancia por varios procesos bioquímicos.

El estado físico de los materiales tales como % de sólidos y tamaño de partícula también pueden afectar a la solubilidad de la fuente de P y al potencial de pérdida de P o disponibilidad para las plantas. O'Connor y Sarkar, citados por Oladeji (2006) indicaron que la peletización de los biosólidos por secado por calor resiste la degradación y reduce la liberación de P, y están de acuerdo con Smith et al. (2002) que la disponibilidad de P se reduce por el secado térmico de los biosólidos.

Según Stehouwer et al., citados por Oladeji (2006) en un estudio en Florida, Estados Unidos, se aplicaron biosólidos a dosis basadas en N al maíz (*Zea mays*) añadiendo de 93 a 294 kg P/ha, de los cuales las plantas sólo usaron 25 kg P/ha.

Del Pino y Hernández (2002), observaron en un estudio de reciclado de P a partir de heces de terneros en pastoreo que, una parte importante del P inorgánico de las heces era soluble en agua, representando en promedio el 61%. Por otra parte, solamente el 20% del P orgánico era soluble en agua. El P soluble en agua tiene una especial significación desde el punto de vista de reciclaje de P a través de los animales en pastoreo, ya que se trata de la fracción que estará rápidamente disponible para la pastura, siendo posible su solubilización por el agua de lluvia. Por otra parte, la fracción orgánica del P de las heces, es considerada de muy difícil descomposición, y consecuentemente de menor relevancia en términos de disponibilidad en el corto plazo. Del Pino y Hernández en el trabajo mencionado observaron que las cantidades de N y P en las heces estaban estrechamente relacionadas a las concentraciones de N y P en las pasturas consumidas.

Casanova et al. (2008) realizaron una evaluación agronómica de lodos de la industria maltera, dónde encontraron que las concentraciones de macro nutrientes de los materiales analizados fueron relativamente variables. Para el macro nutriente P específicamente, reportaron un valor promedio de 13.9 g P/kg de material, y sugieren que dicha riqueza en P se atribuye a los agregados de compuestos fosfatados durante el proceso de producción del malteado; y también expresan que las variaciones en general se atribuyen a las características de los suelos de dónde provienen las cebadas para el malteado, la fertilización recibida, y a diferencias en el proceso de elaboración y manejo del lodo. Por otro lado, Lorimor et al., citados por Casanova et al. (2008) afirman que también influye el efecto del muestreo, dadas las dificultades para obtener muestras representativas de este tipo de residuo.

Según del Pino et al. (2008), Salazar et al., citados por Flores et al. (2010) la diferencia importante entre el estiércol y el fertilizante químico es que el estiércol puede tener un efecto benéfico en las propiedades físicas, biológicas y químicas del suelo. Propiedades físicas del suelo tales como la infiltración, la agregación y la densidad aparente se pueden mejorar con la aplicación de estiércol a largo plazo. Gilley et al. (1999), Gilley y Risee (2000), Gilley y Eghball, citados por Flores et al. (2010) afirman que los efectos residuales de la aplicación de composta evidencian la acumulación de P, nitratos y un incremento de la conductividad eléctrica después de cuatro años bajo producción de maíz, sin embargo el estiércol no muestra significancia para transporte y acumulación de P.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

En primer término se hace referencia a la caracterización físico-química de los materiales bajo estudio.

Los materiales utilizados fueron:

- estiércol vacuno, proveniente de un establecimiento lechero.
- lodos residuales de la industria láctea (planta no. 8 de Conaprole, Villa Rodríguez, departamento de San José).
- lodos sanitarios (OSE-Canelones).
- fertilizante fosfatado (K_3PO_4).

De aquí en adelante se nombran a los materiales como: estiércol, lodos i. láctea, lodos sanitarios y fertilizante.

Las muestras de los materiales se secaron a 60°C por 48 horas y se determinó materia seca (MS). El pH se determinó en muestras frescas. En las muestras secas y molidas se analizaron los contenidos totales de C, N, P, K, Na, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn y Zn. Estas muestras fueron calcinadas durante 5 horas a 550°C y diluidas con HCl, para determinar Ca, Mg, Cu, Zn, Fe y Mn por absorción atómica, K y Na por emisión, P por colorimetría y N por el método de Kjeldahl.

3.1. EXPERIMENTO DE INVERNÁCULO

3.1.1. Suelo

Para el experimento de invernáculo se utilizó suelo tomado del horizonte A de un Brunosol éutrico de Canelones (Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía). Sus principales características se presentan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Características del horizonte A del suelo utilizado en el estudio.

				Contenido de cationes intercambiables				
pH (H ₂ O)	pH (KCl)	MO	P (Bray 1)	Ca	Mg	K	Na	BT
		%	mg/kg	----- cmol _c /kg -----				
5.8	4.8	3.2	6	11.04	6.83	0.64	0.68	19.18

Se generaron los siguientes tratamientos:

- testigo sin agregado de enmiendas ni fertilizante.
- lodos i. láctea, en dosis equivalentes a 40 y 80 mg de P/kg de suelo.
- lodos sanitarios, en dosis equivalentes a 40 y 80 mg de P/kg de suelo.
- estiércol, en dosis equivalentes a 40 y 80 mg de P/kg de suelo.
- fertilizante, en dosis equivalentes a 40 y 80 mg de P /kg de suelo.

Se realizaron los cálculos de las dosis equivalentes de P_2O_5 utilizadas en el experimento, asumiendo una densidad aparente del suelo de $1,25 \text{ g/cm}^3$ y 20 cm de profundidad del suelo.

3.1.2. Preparación de macetas y manejo del experimento

Los diferentes tratamientos en las dosis indicadas anteriormente (lodos i. láctea, lodos sanitarios y estiércol) se mezclaron con 1000 g de suelo/tratamiento, y se colocaron en macetas. Para incorporar los diferentes tratamientos en el suelo, se colocó una fina capa de este sobre bandejas planas de plástico, y se mezcló suavemente cada material con el suelo, añadiendo a agua desionizada en cantidad necesaria para llevar la mezcla a capacidad de campo.

Luego se colocó nuevamente el suelo (con el tratamiento) en bolsas, las cuales fueron ubicadas dentro de macetas plásticas, cada una de ellas identificada claramente según el tratamiento y su dosis correspondiente. Fueron trasladadas al invernáculo donde permanecieron hasta el día del trasplante de las plantas de raigrás desde el germinador.

Como germinadores se usaron bandejas de plástico y algodón húmedo. Una vez que se produjo la germinación de las plantas y con un crecimiento aproximado de 5 cm de altura, fueron trasplantadas hacia las macetas, colocando aproximadamente 10 plantas por maceta. Desde que se realizó el trasplante y hasta la fecha de corte, las macetas fueron regadas tres veces por semana.

3.1.3. Muestreo y determinaciones analíticas

Luego de 13 semanas del transplante se cortó la parte aérea de las plantas de raigrás. Se tomó el peso antes y después del secado en estufa a 60°C por 72 horas, y luego se molieron para su análisis. Estas muestras fueron calcinadas durante 5 horas a 550°C y diluidas con HCl, para determinar P total, Ca, Mg, K, Cu, Zn, Fe y Mn. También se muestreó el suelo de cada maceta, el cual se secó a 40°C durante 48 horas y se molió para determinar P asimilable mediante Bray 1 (Bray y Kurtz, 1945) y pH, con electrodo específico.

3.2. INCUBACIÓN DE LABORATORIO

3.2.1. Suelo

Se utilizó suelo tomado del horizonte A de un Brunosol éutrico de Canelones (Centro Regional Sur de la Facultad de Agronomía).

3.2.2. Materiales utilizados en las incubaciones- tratamientos

Los materiales utilizados fueron: estiércol vacuno; lodos i. láctea; lodos sanitarios; y fertilizante fosfatado.

Los tratamientos generados fueron los siguientes:

- testigo sin agregados de enmiendas ni fertilizante.
- lodos de i. láctea en dosis equivalentes a 40, 80 y 120 mg de P/kg de suelo.
- lodos sanitarios en dosis equivalentes a 40, 80 y 120 mg de P/kg de suelo.
- estiércol en dosis equivalentes a 20, 40 y 80 mg de P/kg de suelo.
- fertilizante en dosis equivalentes a 40, 80 y 120 mg de P/kg de suelo.

Se generaron 13 tratamientos con tres repeticiones, totalizando 39 unidades experimentales.

3.2.3. Manejo del experimento

Se mezclaron los diferentes tratamientos en las dosis indicadas anteriormente (lodos i. láctea, lodos sanitarios y estiércol) con 350 g de suelo/tratamiento, los cuales fueron colocados en bandejas de plástico con tapa

y pequeñas perforaciones para permitir la entrada de aire. Para incorporar los materiales con el suelo, se colocó una fina capa de este sobre bandejas planas de plástico, y se mezcló suavemente cada material con el suelo, añadiendo agua desionizada en la cantidad necesaria para llevar la mezcla a capacidad de campo. Luego se colocó la mezcla en sus respectivas bandejas de plástico con tapa y fueron incubados a 25° C durante 113 días. La humedad se mantuvo mediante el agregado de agua desionizada a partir de controles de peso de cada bandeja.

3.2.4. Muestreo y determinaciones analíticas

Se realizaron los muestreos de suelo a los 14, 28 y 90 días. El suelo se secó a 40 °C durante 48 horas y se molió mediante la utilización de mortero. El P asimilable se midió mediante Bray 1 (Bray y Kurtz, 1945). En el primer muestreo se midió en muestras frescas de suelo pH y conductividad eléctrica con electrodos específicos (relación suelo:agua 1:1).

3.3. DISEÑO ESTADÍSTICO

En ambos experimentos se adoptó un diseño experimental totalmente aleatorizado con tres repeticiones para cada tratamiento. El efecto de los tratamientos se analizó mediante contrastes ortogonales, planteándose los siguientes contrastes:

- testigo vs. los demás tratamientos.
- enmiendas orgánicas (lodos sanitarios + lodos i. láctea + estiércol) vs. fertilizante.
- lodo sanitario vs. lodo i. láctea.
- respuesta a dosis para: lodo sanitario, lodo i. láctea, estiércol y fertilizante.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES UTILIZADOS

En el Cuadro 2 se muestran las principales características químicas de los materiales utilizados en este estudio.

Cuadro 2. Contenido de materia seca (MS), pH y nutrientes de las diferentes enmiendas.

Material	MS	pH	C	N	P	Ca	Mg	Na	K	Cu	Fe	Zn	Mn	C/N	N/P
	%		-----%-----							-----mg/kg-----					
Lodo sanitario	16	6,9	22	2,3	2,1	2,0	0,4	0,1	0,2	116	34560	668	1444	9,4	1,1
Lodo i. láctea	13	7,6	19	3,7	3,7	8,1	0,5	3,7	0,6	18	2193	181	94	5,2	1,0
Estiércol	15	7,5	39	1,8	0,9	1,3	0,3	0,1	0,8	14	712	46	68	21,5	2,0

El contenido de MS de las enmiendas fue alrededor de 15%, lo cual está dentro del rango de los materiales orgánicos utilizados en el país que generalmente contienen entre 10-63% de agua (Barbazán et al., 2011). Esta característica es importante para estimar las dosis, ya que frecuentemente, las aplicaciones se declaran en base a volumen del material fresco.

El pH fue cercano a la neutralidad para el caso de lodos sanitarios, y alcalino para lodos provenientes de industria láctea y estiércol. Esto es una característica de materiales provenientes de procesos biológicos, pudiendo ser importante para elevar el pH de suelos ácidos en el caso de utilizarse por períodos prolongados o altas dosis (Whalen et al., 2000).

Las mayores concentraciones de nutrientes corresponden a N, P y Ca. La concentración de N fue de 3.7% para lodos i. láctea y del entorno a 2% para lodos sanitarios y estiércol. Estos últimos comúnmente presentan valores de 1-4% de N medido en base seca (del Pino et al. 2008, Barbazán et al. 2011). La mayor concentración de P se obtuvo en lodos i. láctea, 3.7%, siendo 2.13% en lodos sanitarios y <1% en el estiércol. La relación N/P fue <1 en lodos de la industria láctea, 1 en lodos sanitarios y 2 en el estiércol. La relación C/N fue 5.2, 9.4 y 21.5 para lodos i. láctea, lodos sanitarios y estiércol, respectivamente.

Para que el N pueda ser absorbido por las plantas es necesario que sea mineralizado; la cantidad mineralizable de este nutriente depende de entre otros factores, de su relación con la cantidad de C y/o compuestos carbonados del material. En base a esto, conocer la relación C/N permite estimar las cantidades

de enmienda a agregar al suelo para cubrir los requerimientos de este nutriente en los cultivos (Barbazán et al., 2011).

A su vez, estimar la dosis de material a agregar basado en la tasa de mineralización y el contenido de N puede ocasionar acumulación de grandes cantidades de P debido a las bajas relaciones N/P que los materiales orgánicos generalmente presentan (Barbazán et al., 2011). Eghball y Power, citados por Barbazán et al. (2011) sugirieron, estimar las cantidades de material a aplicar en base al contenido de P en los casos donde exista preocupación por acumulación de P en los suelos.

El Ca fue el catión mayoritario entre las bases intercambiables representando más del 74% en los lodos sanitarios, 62% para el caso de la i. láctea y algo más del 50% para estiércol.

Los valores más altos de Fe (34560 mg/kg) se obtuvieron en lodos sanitarios, estando 15 y 48 veces por encima a los valores obtenidos en lodos de la i. láctea y estiércol. Estos altos valores de Fe en los lodos sanitarios estarían relacionados a la adición de FeCl_3 (cloruro férrico), componente que se le aplica a estos materiales durante su tratamiento. Los valores de Fe y Mn encontrados en estiércol son algo menores a los promedios citados por Barbazán et al. (2011), en su trabajo de caracterización de materiales orgánicos utilizados como enmiendas de suelo en Uruguay. Los niveles de Zn y Cu, en cambio están por encima de los promedios para el caso de los lodos sanitarios y de i. láctea, no así para el caso del estiércol. Según pautas de MVOTMA. DINAMA. los límites máximos son 500 mg/kg de Cu y 2000 mg/kg de Zn en lodos para aplicar al suelo. Por tanto, en términos generales, los valores de Cu y Zn en lodos y estiércol son menores a los establecidos por esta entidad y no difieren de los rangos obtenidos por Barbazán et al. (2011) en materiales basados en estiércol de ave, enmiendas ampliamente usadas en el país.

El nivel de Na de lodos sanitarios y estiércol no estuvo en el rango considerado como riesgo para el ambiente. En el caso de lodos de la i. láctea el Na tomó valores del 29% de las bases totales. Esto debe considerarse en caso de aplicarse este material en dosis altas o sucesivas repeticiones en la misma área.

La conductividad eléctrica (CE) medida en lodos de la i. láctea y estiércol fue de 2.8 dS m⁻¹. La concentración de sales solubles presentes en la solución del sustrato se mide mediante la CE. La CE es la medida de la capacidad de un material para conducir la corriente eléctrica. El valor será más alto cuanto más fácil se mueve la corriente a través del mismo. Esto significa

que a mayor CE, mayor es la concentración de sales lo cual puede ser nocivo para la agregación de los coloides del suelo.

Los resultados obtenidos reafirman la sugerencia realizada por Barbazán et al. (2011) de analizar al material antes de agregarlo al suelo debido a la gran variabilidad de composición que hay dentro y entre los grupos de materiales orgánicos. Estos autores también sugieren tomar recaudos a la hora de fijar las dosis y frecuencias de aplicación de estos compuestos, ya que las cantidades de nutrientes aportadas al suelo pueden llegar a ser demasiado altas y proponen realizar un manejo eficiente de los recursos con determinaciones de contenido de humedad y concentración de N y P como forma más fácil de caracterizar los materiales.

4.2. EXPERIMENTO DE INVERNÁCULO, CULTIVO DE RAIGRÁS

4.2.1. Producción de biomasa de las plantas de raigrás

El Cuadro 3 presenta la biomasa producida por las plantas en el experimento de invernáculo y la respuesta relativa respecto al testigo.

Cuadro 3. Producción de biomasa de las plantas de raigrás como respuesta al agregado de lodos sanitarios, lodos de i. láctea, estiércol de vaca y fertilizante inorgánico y respuesta relativa de la producción de biomasa respecto al testigo.

Tratamiento	Dosis	Biomasa (g/maceta)	Respuesta (%)
Testigo		2,2	100
Lodo sanitario	Baja	4,6	230
	Alta	6,3	308
Lodos i. láctea	Baja	2,9	144
	Alta	3,6	181
Estiércol	Baja	1,9	97
	Alta	1,7	88
Fertilizante	Baja	2,3	113
	Alta	2,7	133

Dosis baja = dosis equivalente a 40 mg/kg de P; dosis alta = dosis equivalente a 80 mg/kg de P.

La biomasa de las plantas a cuyo suelo se le incorporaron distintas dosis de lodos sanitarios tuvo un comportamiento 2.3 y 3 veces superior en relación al testigo para dosis baja y alta, respectivamente. En cambio los lodos i. láctea mostraron una menor respuesta. En este caso la biomasa producida fue 1.8 y 1.4 veces mayor para la dosis alta y baja en relación al testigo.

El contraste testigo vs. resto de los tratamientos fue significativo estadísticamente ($P < 0.05$), indicando que los materiales incorporados (orgánicos e inorgánicos) produjeron un efecto positivo en la producción de raigrás.

El Cuadro 4 muestra los valores promedio de producción de biomasa por las plantas de los tratamientos de lodos (sanitarios e i. láctea) y estiércol, en contraste con la producción de biomasa de plantas el tratamiento con fertilizante (promedio de las dos dosis en cada caso). En este análisis se pudo observar la existencia de diferencias estadísticamente significativas ($P < 0.05$), con un mayor efecto de los materiales orgánicos.

Cuadro 4. Biomasa de las plantas de los tratamientos con enmiendas orgánicas (lodos sanitarios, i. láctea y estiércol), en relación al tratamiento con fertilización inorgánica (fosfato de potasio).

Material	Biomasa (g/maceta)
Enmiendas orgánicas	4,3 a
Fertilizante	2,4 b

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

En el Cuadro 5 se presentan los resultados de producción de biomasa de las plantas con la aplicación de lodos sanitarios en relación a los resultados obtenidos con la aplicación de lodos de i. láctea (promedio de dos dosis en cada caso). Se observó que los resultados en producción de biomasa tuvieron diferencias significativas ($P < 0.05$) según el tipo de lodo agregado.

Dentro de los lodos, la mayor la producción de biomasa se obtuvo con el agregado de lodos sanitarios.

Cuadro 5. Biomasa de las plantas del tratamiento lodos sanitarios en relación con el tratamiento lodos i. láctea.

Material	Biomasa (g/maceta)
Lodos sanitarios	5,4 a
Lodos i. láctea	3,3 b

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

La aplicación de lodos sanitarios y de la i. láctea produjo 1.3 veces más biomasa con la dosis alta respecto a la baja en ambos casos.

En el análisis de contrastes respecto al efecto de la dosis de material agregado (fertilizante y enmiendas) sobre la producción de raigrás hubo diferencias significativas ($P < 0.05$) para el caso de lodos sanitarios y de la i. láctea (siendo 1.3 veces mayor la producción con la dosis alta respecto a la baja en ambos casos).

Para el caso de los tratamientos con estiércol, no se observaron diferencias estadísticas ($P < 0.05$) respecto al testigo, ni entre las dosis de estiércol agregadas, aunque con la dosis más alta el rendimiento fue algo menor que en la dosis más baja. Esto puede estar determinado por la relativamente alta relación C/N que este tipo de materiales presenta, el cual no permite una rápida disponibilidad de nutrientes para las plantas.

Por otra parte, en los tratamientos con fertilizante tampoco se observaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las dosis aplicadas. Este resultado podría sugerir que la producción en este caso estuvo limitada por la carencia de otros nutrientes, dado que con el fertilizante fue suministrado P y K, y a nivel de micronutrientes no hubo diferencias significativas entre los tratamientos, se puede suponer que esta carencia fue de N.

4.2.2. Contenido de P en la biomasa aérea de raigrás

El P absorbido por las plantas en los distintos tratamientos se presenta en la Figura 3.

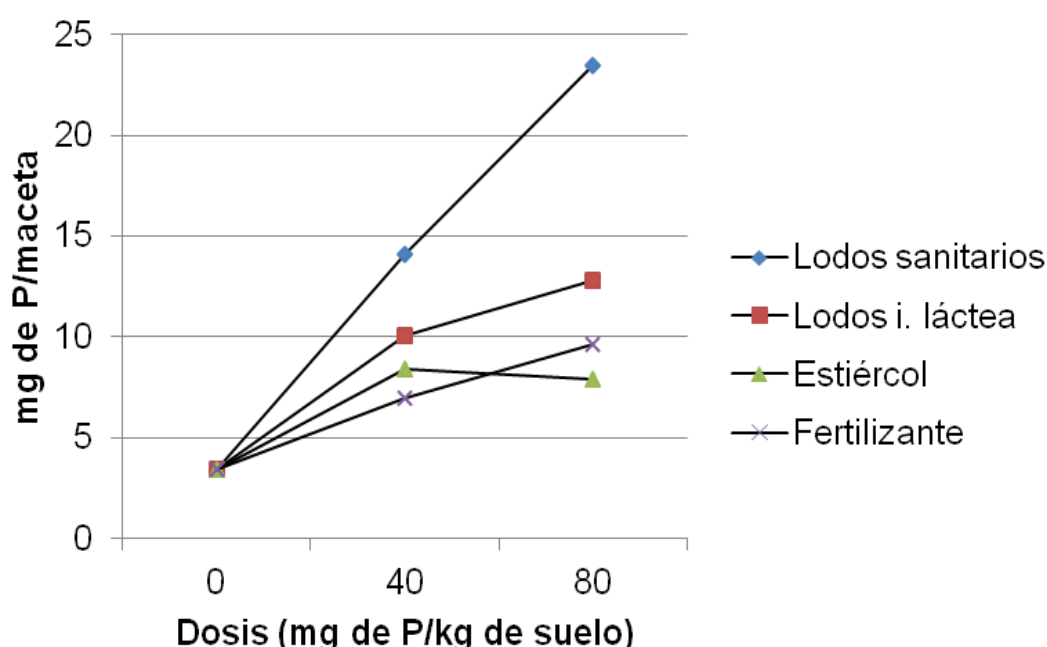


Figura 3. Absorción de P, en respuesta al agregado de diferentes dosis de fertilizante y enmiendas orgánicas al suelo.

Se produjo un efecto positivo en la absorción de P por las plantas debido al agregado de las distintas dosis de enmiendas y fertilizante al suelo, siendo en todos los casos más del doble con respecto al testigo (Cuadro 6).

Cuadro 6. Respuesta de los tratamientos en porcentaje, vs. testigo.

Material	Respu esta (%)
Testigo	100
Lodos sanitarios DB	415
Lodos sanitarios DA	691
Lodos i.láctea DB	297
Lodos i.láctea DA	376
Estiércol DB	247
Estiércol DA	232
Fertilizante DB	205
Fertilizante DA	282

Con respecto al contraste testigo vs. resto de los tratamientos, este contraste fue significativo estadísticamente ($P < 0.05$), indicando que todos los materiales incorporados produjeron un efecto positivo en la absorción de P por parte de las plantas.

En cuanto al contraste fuentes de P orgánicas vs. inorgánicas, el Cuadro 7 muestra los valores promedio de absorción de P por las plantas de los tratamientos de enmiendas orgánicas (lodos sanitarios y de i. láctea y estiércol), en contraste con la absorción de P de las plantas obtenidos mediante el tratamiento con fertilizante (promedio de las dos dosis en cada caso). Se observan diferencias estadísticamente significativas ($P < 0.05$), con una mayor absorción de P en los suelos a los que se les agregó enmiendas orgánicas (1.5 veces mayor), en comparación con la absorción lograda por las plantas a las que se les añadió fertilizante.

Cuadro 7. P absorbido por las plantas de los tratamientos con enmiendas orgánicas (lodos sanitarios, i. láctea y estiércol), en relación al tratamiento con fertilización inorgánica (fosfato de potasio).

Material	mg de P/maceta
Enmiendas orgánicas	12,8 a
Fertilizante	8,3 b

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

En el Cuadro 8 se presentan los resultados del contraste absorción de P por parte de las plantas con la aplicación de lodos sanitarios en relación a los resultados obtenidos con la aplicación de lodos de i. láctea (promedio de dos dosis en cada caso). Hubo diferencias significativas ($P < 0.05$) según el tipo de lodo, siendo mayor la absorción con el agregado de lodos sanitarios.

Cuadro 8. P absorbido por las plantas con agregado al suelo de lodos sanitarios vs. lodos de industria láctea.

Material	mg de P/maceta
Lodo sanitario	18,8 a
Lodo i. láctea	11,4 b

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

Respecto a los contrastes que compararon las diferentes dosis de cada fuente, para el caso del agregado de distintas dosis de lodos sanitarios, se observó un incremento significativo ($P < 0.05$). No se encontraron diferencias significativas entre las diferentes dosis agregadas al suelo del resto de los tratamientos (lodos provenientes de industria láctea, estiércol y fertilizante), aunque en el caso de los lodos de i. láctea y fertilizante la probabilidad del contraste fue menor ($P = 0.11$ y 0.12 respectivamente) lo que es coherente con la respuesta lineal a la aplicación de P observada en la Figura 3.

4.2.3. Residualidad del P agregado - análisis de P disponible a la cosecha del experimento de invernáculo

Al observar el contenido de P disponible (Bray 1) en el suelo de las macetas a la cosecha, se puede decir que existió efecto de los tratamientos con respecto al testigo (Figura 4).

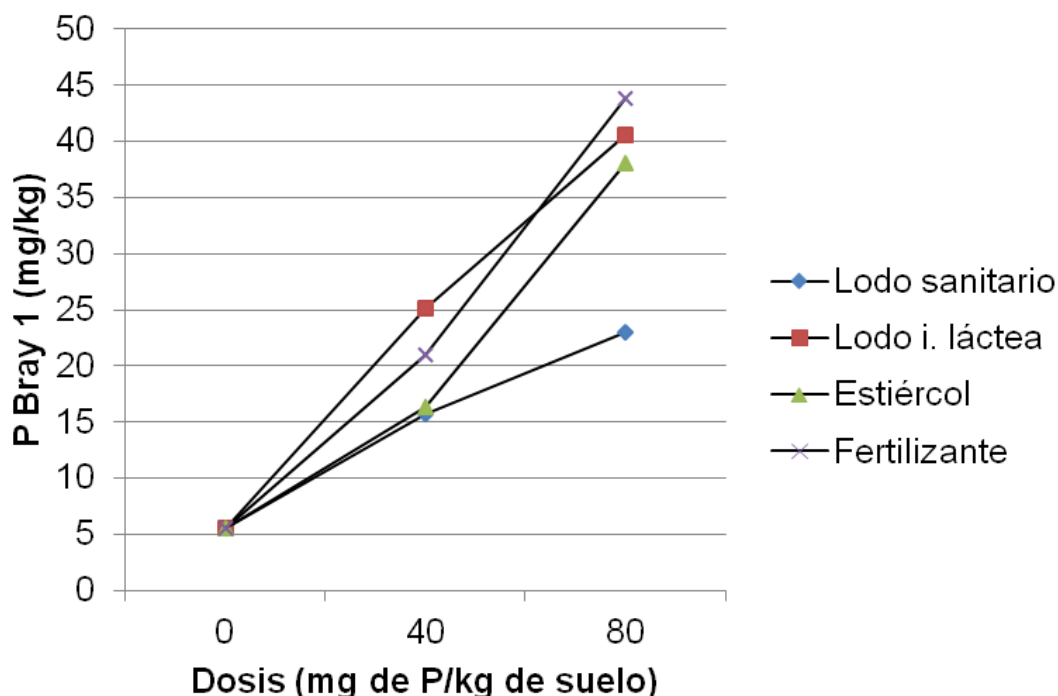


Figura 4. Contenido de P Bray 1 disponible en el suelo con agregado de diferentes dosis de fertilizante y enmiendas orgánicas.

El Cuadro 9 presenta el P residual del uso de materiales orgánicos en comparación con el efecto del fertilizante.

Cuadro 9. Fósforo disponible (Bray 1) en el suelo con agregado de enmiendas orgánicas en comparación con el agregado de fertilizante.

Material	P Bray 1 (mg/kg)
Enmiendas orgánicas	26,4 b
Fertilizante	32,4 a

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

Este contraste fue significativo estadísticamente ($P < 0.05$). En este caso, el agregado de fertilizante fue 1.2 veces superior con respecto al observado en el suelo cuando se agregaron lodos y estiércol.

El Cuadro 10 presenta el P residual dejado por lodos sanitarios en comparación con el efecto de lodos de la industria láctea.

Cuadro 10. Fósforo disponible (Bray 1) en el suelo con agregado de lodos sanitarios comparado con el agregado de lodos provenientes de i. láctea.

Material	P Bray 1 (mg/kg)
Lodo sanitario	19,4 b
Lodo i.láctea	32,9 a

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

El P disponible fue mayor en el tratamiento con lodo de la i. láctea que en el tratamiento de lodos sanitarios ($P < 0.05$). Esta diferencia en la residualidad, se condice con los resultados obtenidos en los análisis de absorción, debido a que en el tratamiento de lodos sanitarios hubo mayor absorción de P, seguido por i. láctea. Esta mayor absorción hace esperar una menor residualidad, lo que da la pauta de que en el tratamiento con lodos sanitarios el P se presentó de forma más disponible para las plantas.

El Cuadro 11 presenta el análisis de contrastes del efecto de la dosis de los diferentes materiales.

Cuadro 11. Efecto de la dosis sobre el contenido de P disponible residual en suelos con diferente agregado de enmiendas y fertilizante.

Material	Dosis	P Bray 1 (mg/kg)
Lodo sanitario	Baja	16 b
	Alta	23 a
Lodo i.láctea	Baja	25 b
	Alta	41 a
Estiércol	Baja	16 b
	Alta	38 a
Fertilizante	Baja	21 b
	Alta	44 a

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

Hubo diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las dosis aplicadas para todas las enmiendas, así como para el fertilizante.

4.2.4. Utilización por las plantas del P agregado

A partir de la cantidad de P agregado y el P absorbido por las plantas puede estimarse la eficiencia de uso del P proveniente de los diferentes materiales, expresado como % de P absorbido del total agregado (Cuadro 12).

Cuadro 12. Absorción de P por las plantas en relación al P agregado con los materiales y el P disponible residual.

Tratamiento	Dosis P mg/Kg de suelo	P absorbido (mg/maceta)	P absorbido del material (mg)	Eficiencia de uso del P (%) absorbido/agregado
Testigo		3,4		
L. sanitarios	40	14,1	10,7	27
L. sanitarios	80	23,5	20,1	25
L. i. láctea	40	10,1	6,7	17
L. i. láctea	80	12,8	9,4	12
Estiércol	40	8,4	5,0	13
Estiércol	80	7,9	4,5	7
Fertilizante	40	7,1	3,7	9
Fertilizante	80	9,6	6,2	8

El P absorbido por las plantas a cuyo suelo se le añadió lodos sanitarios mostró una mayor utilización del P agregado con respecto al testigo y el resto de los tratamientos (el 27% y 25% del P agregado fue absorbido para dosis baja y alta, respectivamente). La absorción de P por las plantas con lodos de la i. láctea fue menor (17 y 12% para las dosis baja y alta, respectivamente).

Todo esto indica que el P de los lodos sanitarios estuvo en el período inicial más disponible para la planta respecto al resto de los tratamientos. En general la eficiencia de absorción fue mayor para las dosis menores, aunque las diferencias fueron pequeñas.

En el caso de estiércol se observó la menor eficiencia. Esto puede estar dado por el tipo de material, su lenta descomposición y la disponibilidad de este nutriente para la planta.

4.2.5. Contenido de otros nutrientes (Ca, Mg, K, Na, Cu, Fe y Mn) en planta de raigrás

En el Cuadro 13 se plantean los niveles foliares considerados óptimos para la parte aérea del cultivo de raigrás con el cultivo en estado vegetativo a altura de pastoreo en condiciones conductoras para el crecimiento activo.

Cuadro 13. Rangos de concentración de los principales nutrientes en raigrás en relación al estado nutricional.

Nutriente	Deficiente	Optimo	Alto
N %	<0,4	4,5-05	5,5-07
P%	<0,3	0,35-0,4	0,45-0,8
Mg%	<0,1	0,16-0,2	0,22-0,4
Ca%	<0,2	0,25-0,3	0,35-1,5
K%	<1,7	02-2,5	2,7-05
Na(ppm)		0.01	
Mn(ppm)	<20	25-30	35-250
Zn(ppm)	<10	14-16	20-16
Cu(ppm)	<04	06 -07ppm	08-20
Fe(ppm)	<40	50-60	65-200

Fuente: Cornforth¹

En el Cuadro 14 se presentan los resultados de concentración de nutrientes en el análisis realizado a las plantas de raigrás para los diferentes tratamientos.

¹ del Pino, A. 2017. Com. personal.

Cuadro 14. Concentración de nutrientes en tejido vegetal de raigrás.

Tratamiento	Ca	Mg	K	Na		Cu	Fe	Mn	Zn
	%					mg/kg			
Testigo	0,20	0,09	0,9	0,14		2	85	70	14
L. sanitarios DB	0,20	0,08	0,8	0,11		2	139	87	9
L. sanitarios DA	0,18	0,08	0,8	0,12		1	135	81	10
L. i. láctea DB	0,18	0,08	0,8	0,12		2	160	80	9
L. i. láctea DA	0,21	0,10	0,7	0,14		1	166	75	13
Estiércol DB	0,23	0,10	0,9	0,13		2	86	86	15
Estiércol DA	0,22	0,10	0,9	0,13		1	57	112	8
Fertilizante DB	0,20	0,09	0,8	0,12		2	100	88	12
Fertilizante DA	0,19	0,09	0,8	0,13		2	137	82	10

DB (dosis baja, 40 mg de P/kg), DA (dosis alta, 80 mg P/kg).

Los análisis foliares, presentan poca variabilidad en los tratamientos, no habiendo diferencias estadísticas en ningún caso. Para el caso del Mg, K y Na resultaron con concentraciones por debajo del nivel óptimo para la mayoría de los tratamientos, con respecto al Ca todos los tratamientos estaban cerca de la concentración mínima dentro del rango óptimo.

Para el caso de los micronutrientes tanto en Fe como en Mn en todos los tratamientos los resultados obtenidos están dentro del rango considerado como apropiados para el cultivo. Para Zn y Cu todos los resultados indican menores valores a los sugeridos como óptimos.

4.2.6. Contenido de N mineral y pH del suelo a la cosecha del experimento de invernáculo

Cuadro 15. Resultados de análisis de N-NO₃, N-NH₄, pH al agua y pH KCl de los tratamientos a la cosecha.

Tratamiento	N-NO ₃	N_NH ₄	pH H ₂ O	pH KCl
	mg/kg			
Testigo	0,9 a	5,4 a	5,6 ab	4,2 c
L. sanitarios DB	1,5 a	7,8 a	5,7 ab	4,3 bc
L. sanitarios DA	0 a	4,9 a	5,5 b	4,4 abc
L i. láctea DB	1,2 a	5,5 a	5,7 ab	4,6 abc
L i. láctea DA	0,5 a	5,7 a	5,9 a	4,8 a
Estiércol DB	0,1 a	6,2 a	5,7 ab	4,7 ab
Estiércol DA	0,8 a	5 a	5,8 ab	4,8 a
Fertilizante DB	2,7 a	5,6 a	5,5 ab	4,6 abc
Fertilizante DA	0,3 a	5,2 a	5,6 ab	4,5 abc

Diferencia estadísticamente significativa (P<0.05). DB (dosis baja, 40 mg de P/kg), DA (dosis alta, 80 mg P/kg).

El N mineral residual representa el excedente de N, ya que el cultivo absorbió una parte importante del N mineralizado. En todos los casos la residualidad de las diferentes formas de N fue muy baja. Dadas las relaciones de C/N de los materiales era esperable una rápida liberación de N mineral pero es probable que la mayor parte fuera absorbida por el cultivo.

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas (P<0.05) para N-NO₃, N-NH₄ para ninguno de los contrastes. La residualidad de las diferentes formas de N fue muy baja.

Hubo en cambio diferencias significativas (P<0.05) al comparar al testigo vs. resto de los tratamientos, en el valor de pH KCl. Al contrastar estadísticamente lodos sanitarios vs. lodos de i. láctea, se encontró significancia (P<0.05) para el pH KCl y pH al agua, registrando mayores valores de pH el lodo de i. láctea, el cual a su vez es más alto en la dosis alta. El contraste entre

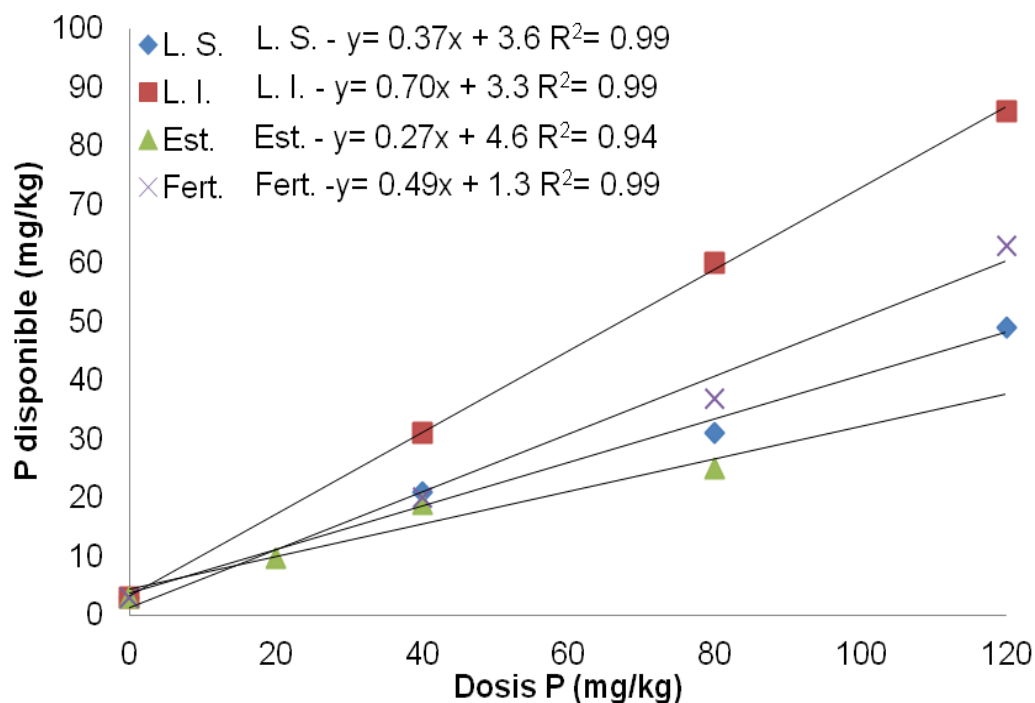
dosis alta y baja de lodos sanitarios no tuvo diferencias significativas ($P>0.05$). Los mayores valores de pH observados se deben probablemente al aporte de Na de lodos i. láctea.

El pH afecta la disponibilidad de los nutrientes en el suelo para las plantas, ya que este interfiere en la solubilidad de los minerales del suelo; la mayor solubilidad de los minerales se da a pH entre 6.0 y 7.0, siendo menor la solubilidad a pH básicos. A su vez, el pH afecta la actividad de microorganismos beneficiosos que aumentan la disponibilidad de nutrientes para las plantas; los hongos tienen actividad en un amplio rango de pH, mientras que las bacterias y actinomicetos tienen mayor actividad a pH más básicos. En los tratamientos en estudio el pH (medido en agua) estuvo en el rango de 5.5-6.0 por lo cual se puede presumir que este factor no afectaría la disponibilidad de los nutrientes para las plantas, así como también la actividad de bacterias y actinomicetos.

4.3. EXPERIMENTO DE LABORATORIO

4.3.1. Evolución del P disponible en el suelo

Los resultados de P Bray 1 obtenidos mostraron diferencias significativas ($P<0.05$) cuando se comparó el testigo vs. el resto de los tratamientos (enmiendas y fertilizante). Se puede decir que, el agregado de estos determinó una mayor disponibilidad de P en el suelo de las bandejas de incubación para los tres muestreos realizados a los 14, 28 y 90 días de incubación (Figura 5 y Cuadro 16).



Lodo sanitario: LS; lodo industria láctea: LI; estiércol: Est; fosfato de K: Fert.

Figura 5. Fósforo disponible (Bray 1) en el suelo incubado con diferentes materiales. Muestreo realizado a los 14 días de incubación.

Para todos los materiales la respuesta de P disponible a la dosis es lineal y la regresión es significativa.

En el Cuadro 16 se presentan los resultados obtenidos en el primer muestreo, así como la respuesta de los tratamientos como porcentaje en relación al testigo.

Cuadro 16. Fósforo disponible (Bray 1) de los suelos.

Material	Dosis de P (mg/kg de suelo)	P Bray 1	Incremento
		(mg/kg)	%
Testigo	0	3e	100
Lodos sanitarios	40	21de	661
	80	31cd	1006
	120	49bc	1594
Lodos i. láctea	40	31cd	997
	80	60b	1948
	120	86a	2787
Estiércol*	20	9e	281
	40	17de	600
	80	25de	790
Fertilizante	40	20de	652
	80	37cd	1197
	120	63b	2042

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

* Para el caso de estiércol las DB corresponde a 20 mg P/kg de suelo; DM a 40 mg P/kg de suelo y DA a 80 mg P/kg de suelo; para el caso de lodos (tanto industria láctea como sanitarios), DB corresponde a 40 mg P/kg de suelo; DM a 80 mg P/kg de suelo y DA a 120 mg P/kg de suelo.

También para el contenido de P disponible en los suelos de la incubación se realizó comparación a través de contrastes entre el testigo y los tratamientos, entre tratamientos y dentro de estos. Se presentan los resultados del primer muestreo, ya que en los muestreos siguientes el comportamiento fue similar.

En el contraste testigo vs. resto de los tratamientos, la respuesta presentada por estos fue significativa estadísticamente ($P < 0.05$), indicando que los materiales incorporados produjeron un efecto positivo en el contenido de P disponible.

En el Cuadro 17 se exponen los resultados del contraste entre el P disponible de los tratamientos de lodos sanitarios y lodos de i. láctea, promedio de las tres dosis para ambos casos.

Cuadro 17. Valores promedios de P disponible (Bray 1) para suelos con agregado de lodos sanitarios lodos provenientes de la i. láctea.

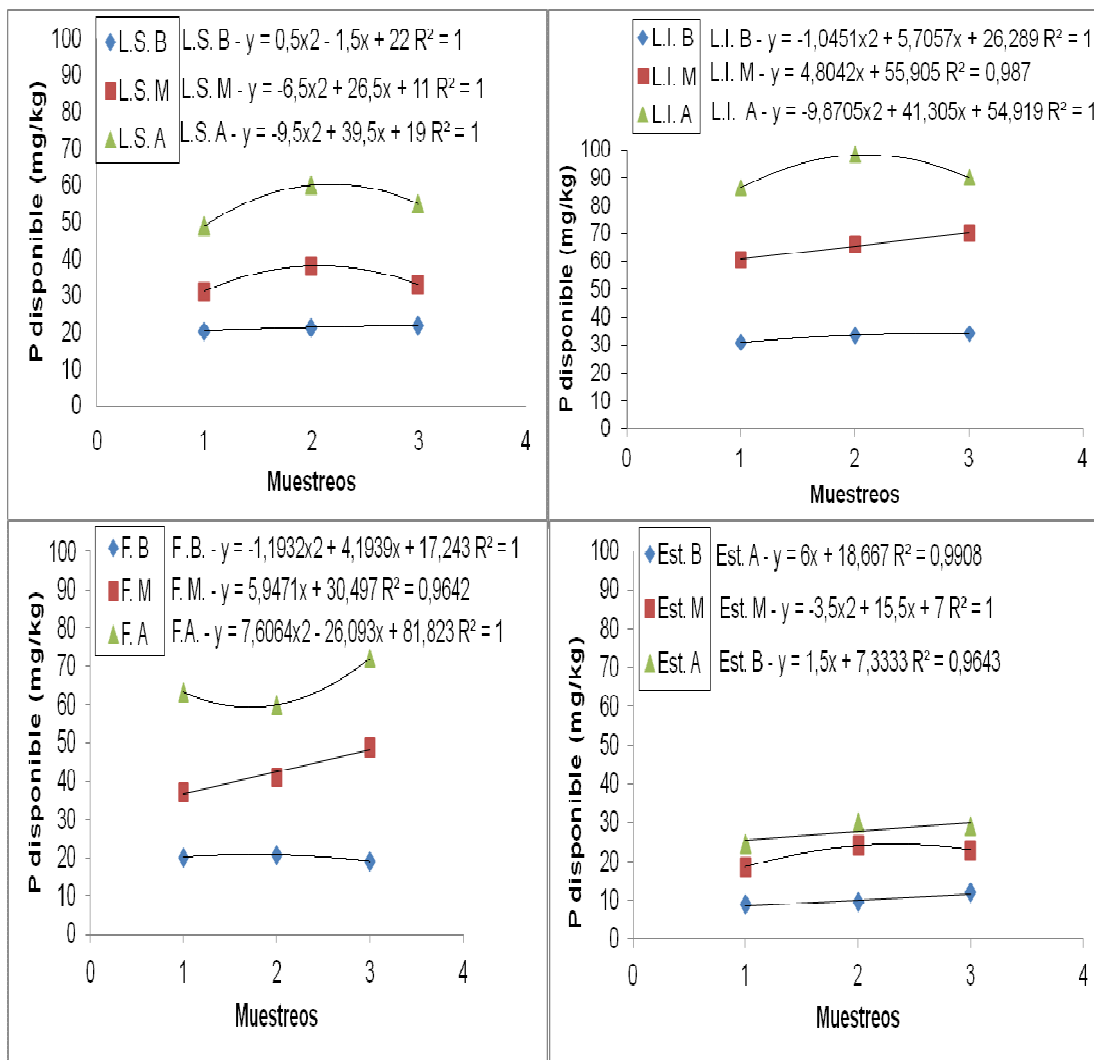
Material	P Bray (mg/kg)
Lodos sanitarios	34 a
Lodos i. láctea.	59 b

Letra diferente indica diferencia estadísticamente significativa ($P < 0.05$).

La respuesta fue significativamente superior ($P < 0.05$) para el caso de los lodos i. láctea, respecto a los lodos sanitarios (17 % superior).

Para el caso de las diferentes dosis de lodos sanitarios se observaron diferencias estadísticamente significativas entre éstas, siendo el P disponible 2.4 veces superior para la dosis alta respecto a la baja, mostrando la dosis media valores intermedios. Lo mismo ocurrió con los demás materiales, siendo para lodos de i. láctea casi 3 veces superior cuando se compara dosis alta y baja respectivamente. Para las dosis de estiércol y fertilizante la respuesta fue estadísticamente significativa a la dosis alta, y también fue 3 veces superior a la obtenida con la dosis baja.

Como se ha mencionado, los muestreos para determinar el P Bray 1 fueron tres. El patrón de respuesta fue similar en los sucesivos muestreos realizados. Como forma de comparación se presenta en la Figura 6 los resultados de los diferentes muestreos para los diferentes tratamientos por separado.



L.S.B (lodos sanitarios dosis baja), L.S.M (lodos sanitarios dosis media), L.S.A (lodos sanitarios dosis alta), L.I.B (lodos i. láctea dosis baja), L.I.M (lodos i. láctea dosis media), L.I.A (lodos i. láctea dosis alta), F.B (fertilizante dosis baja), F.M (fertilizante dosis media), F.A (fertilizante dosis alta), Est. B (estiércol dosis baja), Est. M (estiércol dosis media) y Est. A (estiércol dosis alta).

Figura 6. Efecto de las enmiendas sobre la evolución de la disponibilidad de P de los suelos.

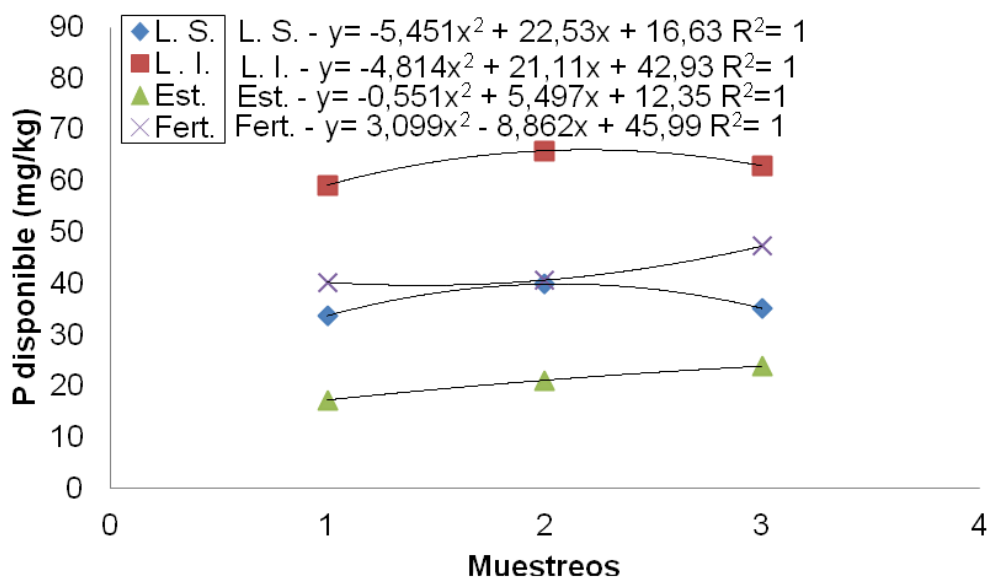
En general, la dinámica del P en los suelos implica que la evolución en el tiempo del P disponible proveniente del agregado como fertilizante y/o enmienda sea decreciente, debido a la retrogradación o fijación de P por parte del suelo. En este estudio esta tendencia se observó solamente en el caso de lodos sanitarios, que mostraron una disminución en el tercer muestreo en las

dosis media y alta, siendo erráticos los resultados para las demás fuentes de P. En cambio en lodos de i. láctea los valores de P disponible fueron mayores a los de las otras fuentes de P y no mostraron una clara tendencia a decrecer con el tiempo. Una explicación podría ser que tenga algún tipo de sustancia acompañante lo que determina que no sea fijada por el suelo, pero esto no se midió en este estudio. En este tratamiento se observó una gran variabilidad entre dosis y en sus repeticiones.

En el caso de estiércol debe aclararse que se trata de dosis menores a los demás materiales, por lo que no son estrictamente comparables. Con la dosis alta aplicada de estiércol el P Bray 1 aumentó hacia el segundo muestreo y disminuyó en el tercero, lo mismo que para la dosis media de estiércol. La dosis baja dejó menor valor de P Bray, pero al contrario de las demás, tendió a aumentar en los tres muestreos. De lo anterior surge que la descomposición del estiércol, y consecuente liberación fue lenta; esto puede estar dado por el efecto producido entre la relación C/N del material y la cantidad del material aplicado, lo cual implica que, a mayor concentración de aplicación la capacidad de degradación del mismo disminuye; mientras que una menor cantidad de material aplicado favorece la descomposición del mismo y por tanto la disponibilidad del P.

Para el agregado de fertilizante un hecho a destacar es que se observaron menores niveles de P disponible en comparación con dosis similares de lodos i. láctea, no así con respecto a lodos sanitarios, siendo en general mayor la disponibilidad en los suelos fertilizados. También debe considerarse que el no observar una clara retrogradación de P disponible en este caso indica que se trata de un suelo de baja capacidad de retención de P.

En la Figura 7 se muestra el comportamiento promedio de los materiales por muestreo.



L.S (lodos sanitarios), L.I (lodos i. láctea), Est (estiércol) y Fert (fertilizante).

Figura 7. Evolución en el tiempo de la disponibilidad de P proveniente de los diferentes materiales (promedio de tres dosis).

El tratamiento que más aumentó el P Bray en el suelo fue el de lodos de i. láctea, seguido por el de fertilizante, luego le sigue lodos sanitarios, y por último estiércol, aunque en este último caso debe recordarse que las dosis fueron menores. Lodos sanitarios y lodos de i. láctea tuvieron un comportamiento similar con el paso de los días, aumentando la disponibilidad de P hacia el segundo muestreo y disminuyendo en el tercero, mientras que el fertilizante tendió a aumentar la disponibilidad de P en los sucesivos muestreos, y el tratamiento con estiércol aumentó la disponibilidad de P en los primeros dos muestreos, manteniéndose constante hacia el tercero.

4.3.2. Dosis de aplicación de P de los materiales evaluados, equivalente fertilizante

El Cuadro 18 presenta las dosis calculadas de P_2O_5 que aportan los diferentes materiales al suelo, junto con el equivalente fertilizante. Equivalente fertilizante son los kg/ha de P_2O_5 a agregar para elevar el nivel del suelo 0-20 cm en 1 ppm de P (Bray 1). El rango promedio para los suelos del Uruguay sería 10-15. Este valor varía con tipo de suelo, siendo 7.5 en suelos de textura liviana en el horizonte A y sin Al intercambiable (ejemplo Planosoles) y 15 o

más en suelos de textura arcillosa en el horizonte A y con Al intercambiable (ejemplo suelos de sierra).

Cuadro 18. Dosis de aporte de P_2O_5 y equivalente fertilizante (kg de P_2O_5 para elevar 1 mg/kg el P disponible del suelo).

Material	Dosis P mg/kg	P_2O_5 kg/ha	Aumento de P Bray respecto al testigo	Eq. Fertilizante promedio	kg de enmienda (MS) para elevar 1 mg/kg el P disponible
Testigo	0	0	-	-	-
L.sanitarios	40	229	17	15	313
L.sanitarios	80	458	28		
L.sanitarios	120	687	46		
L. i. láctea	40	229	28	8	100
L. i. láctea	80	458	57		
L. i. láctea	120	687	83		
Estiércol	20	115	6	19	827
Estiércol	40	229	15		
Estiércol	80	458	21		
Fertilizante	40	229	17	13	
Fertilizante	80	458	34		
Fertilizante	120	687	60		

Los mayores aumentos en los valores de P Bray fueron producidos por la aplicación de lodos de i. láctea, seguido por la aplicación de fertilizante, luego se encuentra el tratamiento con lodos sanitarios y por último el estiércol, siendo este el tratamiento que menos P aportó. Por lo tanto, al calcular el equivalente fertilizante, el estiércol tiene mayores valores, lo cual significa que, para aumentar 1 ppm el valor de P Bray del suelo se necesita aplicar más cantidad de material en comparación con los demás tratamientos. El tratamiento con lodos de i. láctea tiene el menor valor de equivalente fertilizante, lo cual está asociado al alto poder que tiene para aumentar los valores de P disponible del suelo. Para el caso de los tratamientos con fertilizante y lodos sanitarios, los valores de equivalente fertilizante fueron 13 y 15 respectivamente, siendo valores intermedios a los de lodos de i. lácteas y estiércol.

4.3.3. pH y Conductividad eléctrica de los suelos

El Cuadro 19 muestra los resultados del análisis de pH y CE de los tratamientos en el muestreo realizado a los 14 días de incubación.

Cuadro 19. pH y CE de los suelos - muestreo realizado a los 14 días de incubación.

Material	CE (dS/m)	pH
Testigo	0,560	5,1
L. sanitarios 40	0,771	5,2
L. sanitarios 80	0,830	5,1
L. sanitarios 120	0,728	5,2
L. i. láctea 40	0,805	5,2
L. i. láctea 80	0,805	5,3
L. i. láctea 120	0,966	5,4
Estiércol 20	0,489	5,4
Estiércol 40	0,472	5,5
Estiércol 80	0,482	5,6
Fertilizante 40	0,721	5,1
Fertilizante 80	0,729	5,1
Fertilizante 120	0,645	5,1

La CE es la medida de la capacidad de un material para dejar pasar la corriente eléctrica a través de él y se utiliza para medir el contenido de sales en un suelo o un sustrato de cultivo. Valores altos de CE indican que el contenido de sales del suelo o del sustrato de cultivo es también alto, lo que implica que, mayores contenidos de sales aumentan la conducción eléctrica del material. Las sales solubles que se encuentran en los suelos en cantidades superiores a 0,1% están formadas principalmente por los cationes Na, Ca y Mg. Si se observan los datos de caracterización de los materiales utilizados en el experimento, se puede ver que en lodos sanitarios y de la industria láctea se encontraron las mayores concentraciones de dichos cationes; esto podría estar relacionado a los valores de CE de dichos materiales que fueron mayores con respecto a los valores de CE de los demás materiales utilizados.

En general los valores de la CE 1:1 de entre 0 y 0,8 dS/m son aceptables para el crecimiento de los cultivos y valores por encima de 1 dS/m (medidos con relación 1:1 suelo: agua) son considerados negativos para el

crecimiento de las plantas, Doran (1999), esto fue alcanzado solamente con la dosis de alta de lodos i. láctea.

Para el caso de los resultados de los tratamientos con estiércol, se registraron los valores más bajos, incluso comparado con los del testigo, lo cual a su vez es coherente con lo anterior, ya que en ellos se obtuvieron los menores contenidos de estos nutrientes en la caracterización del estiércol. Se puede concluir que el agregado de lodos, estiércol así como fertilizante produjo cambios en la conductividad eléctrica (CE).

El pH mostró valores similares al testigo para el caso de lodos sanitarios, fertilizante y dosis baja de lodos industriales. En cambio tuvo un incremento para las dosis media y alta de este último tratamiento, así como también para el caso de los tratamientos con estiércol. Si bien los valores fueron menores, las tendencias son comparables a las observadas en el suelo del experimento de campo.

5. CONCLUSIONES

Las conclusiones del estudio se basan en los resultados de ambos experimentos.

1- Con respecto al primer objetivo, caracterización físico-química de los materiales, se puede destacar que los materiales utilizados presentaron un contenido de MS de 15%, valor ubicado dentro del rango que generalmente contienen los materiales orgánicos utilizados en Uruguay. El pH fué alcalino para lodos i. láctea y el estiércol, y en el entorno a la neutralidad para los lodos sanitarios. Los principales aportes de nutrientes fueron de N, P y Ca, no detectándose concentraciones de micronutrientes que puedan representar amenazas para el ambiente o el suelo, siempre que se utilicen dosis en el rango de las aplicadas en este estudio. Como aspectos diferenciales entre materiales se observó que en lodos de i. láctea el Na representaba el 29% de las bases, lo que debe ser considerado a la hora de realizar recomendaciones de dosis altas o sucesivas repeticiones, por su posible efecto negativo. Se obtuvieron también valores altos de Fe en los lodos sanitarios asociados a la adición de FeCl_3 durante su tratamiento, aunque, dada su abundancia en el suelo, no es de esperar que afecte el crecimiento vegetal. La mayor concentración de N y P la presentaron los lodos de i. láctea, con una relación $\text{N/P} < 1$; la relación N/P de los lodos sanitarios también fue < 1 y de 2 para el caso del estiércol. Las relaciones C/N de los materiales permitirán una rápida liberación de dichos nutrientes.

2- En cuanto al objetivo de caracterizar la reacción de estos materiales con el suelo, se concluye que el agregado de las enmiendas determinó una mayor disponibilidad de P. La respuesta de P disponible a la dosis fue lineal para todas las enmiendas en los diferentes muestreos. Para una dosis dada se observó una mayor disponibilidad de P al aplicar lodos de i. láctea, seguido por el fertilizante, luego por el de lodos sanitarios y el que produjo menos cambios en la disponibilidad de P fue estiércol.

3- Con respecto a la producción de biomasa de las plantas de raigrás en el experimento de invernáculos mayores producciones se dieron en el tratamiento de lodos sanitarios. Para los tratamientos en los que se agregó lodos de i. láctea, si bien la producción fue menor respecto a lodos sanitarios, fue significativamente mayor con respecto al testigo. Por el contrario la aplicación de estiércol y fertilizante no tuvo efecto sobre la producción de biomasa.

4- Respecto al objetivo de evaluar la disponibilidad de P de los materiales para las plantas se puede decir que las tres enmiendas y el fertilizante mostraron efectos positivos. A su vez el efecto de la dosis también tuvo relevancia, en la disponibilidad de P. Las plantas a cuyo suelo se les añadió lodos sanitarios mostraron una mayor eficiencia de utilización del P agregado con respecto al resto de los tratamientos. El estiércol produjo las menores respuestas, probablemente debido a su lenta descomposición.

5- Los tratamientos mostraron efectos residuales del P aplicado luego de la cosecha del cultivo, observándose además efecto de la dosis para todos los materiales en estudio. La mayor residualidad se observó con el agregado de fertilizante al suelo. Un excedente de P en el suelo significativamente mayor se obtuvo en el tratamiento de lodos de i. láctea respecto a lodos sanitarios.

6- En cuanto al objetivo de establecer rangos de dosis de aplicación de P para los materiales se concluye que el estiércol tuvo los mayores valores de equivalente fertilizante lo cual significa que se necesita aplicar más cantidad de material para elevar los niveles de P disponible, en comparación con los demás tratamientos. Por el contrario el tratamiento con lodos de i. láctea mostró el menor valor de este parámetro, necesitando menos cantidad para lograr el mismo efecto. Para fertilizante y lodos sanitarios, los valores de equivalente fertilizante fueron intermedios a los de lodos de i. lácteas y estiércol.

6. RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue estudiar los cambios en la disponibilidad de P en el suelo producidos por el agregado de enmiendas orgánicas: lodos provenientes de aguas residuales (lodos sanitarios), lodos de la industria láctea y estiércol de vaca, atendiendo a la necesidad de minimizar residuos y en pro de una disposición adecuada y segura. Se realizó la caracterización físico-química de los materiales, analizando pH, materia seca (MS), conductividad eléctrica (CE) y contenidos totales de C, N, P, K, Na, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn y Zn. Los materiales mostraron bajo contenido de MS (promedio 15%), el pH fue alcalino para lodos de la i. láctea y estiércol y neutro para lodos sanitarios. Las mayores concentraciones de nutrientes correspondieron a N, P y Ca, especialmente en lodos sanitarios y de la industria láctea. El Na estuvo en baja concentración en lodos sanitarios y estiércol, pero en lodos de industria láctea fue mayor, lo que debe considerarse al realizar dosificaciones por un posible efecto negativo. Se realizaron dos experimentos: uno se realizó en invernáculo y otro en el laboratorio en condiciones controladas. Se utilizó un suelo proveniente del Dpto. de Canelones, considerado representativo de los suelos de la zona sur del Uruguay. En el experimento de invernáculo, se examinó la disponibilidad de nutrientes para las plantas, especialmente P, en un cultivo de raigrás. Se prepararon macetas con 1000 g de suelo y se agregó P en dos dosis: 40 y 80 mg de P/Kg de suelo proveniente de lodos sanitarios y de industria láctea, estiércol y fertilizante (fosfato de potasio), manteniendo un tratamiento testigo sin agregados. Se sembraron 10 plantas de raigrás por maceta, dejándolas crecer por 91 días. Se cortó el raigrás y se determinó la producción de biomasa y su contenido de nutrientes. Se muestreó el suelo a la cosecha para evaluar el efecto residual del P agregado con las enmiendas (método Bray1). La mayor producción de biomasa estuvo dada por el tratamiento de lodos sanitarios, para ambas dosis, siguiendo en orden decreciente: lodos de industria láctea y fertilizante, en tanto que el estiércol no tuvo diferencias con respecto al testigo. Las tres enmiendas y el fertilizante mostraron efecto positivo sobre la absorción de P, siendo mayor la eficiencia de absorción de P por las plantas con lodos sanitarios, seguido por lodos de la industria láctea en tanto que el efecto menor fue detectado para el caso del estiércol. Con respecto al efecto residual de P disponible, esta fue mayor con el de agregado de fertilizante, seguido por lodos de la i. láctea, lodos sanitarios y estiércol. En el experimento de incubación se estudiaron los patrones de descomposición y liberación de nutrientes de las enmiendas incubándolas con el suelo en bandejas bajo condiciones controladas de temperatura (25°C) y humedad (equivalente a capacidad de campo) durante 113 días. Las dosis de ambos lodos y fertilizante fueron 40, 80 y 120 mg de P/Kg de suelo, y para estiércol 20, 40 y 80 mg de P/Kg de suelo, incluyéndose un testigo sin

agregados. Se muestreó suelo a los 14, 28 y 90 días, midiendo pH, CE y P disponible. La aplicación de las enmiendas y fertilizante produjeron aumentos significativos en el P disponible en los tres muestreos, habiendo relación directa con la dosis en cada caso. El resultado obtenido para una dosis dada fue una mayor disponibilidad de P al aplicar lodos de la industria láctea, seguido por el fertilizante, luego por lodos sanitarios, y por último la menor disponibilidad correspondió al tratamiento con estiércol.

Palabras clave: Enmiendas orgánicas; Residualidad de P; Raigrás; Nutrientes.

7. SUMMARY

The objective of this work was to study the changes in the availability of P in the soil produced by the addition of organic amendments: sludge from wastewater (sanitary sludge), sludge from the dairy industry and cow dung, attending to the need of minimize waste and in favor of an adequate and safe disposal. The physical-chemical characterization of the materials was carried out, analyzing pH, dry matter (DM), electrical conductivity (EC) and total contents of C, N, P, K, Na, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn and Zn . The materials showed low DM content (average 15%), the pH was alkaline for sludge from the dairy industry and manure and neutral for sanitary sludge. The highest concentrations of nutrients corresponded to N, P and Ca, especially in sanitary and the dairy industry sludges. The Na was in low concentration in sanitary sludge and manure, but in slurries of the dairy industry it was higher, which should be considered in dosages due to a possible negative effect. Two experiments were carried out: one was carried out in a greenhouse and another in the laboratory under controlled conditions. A soil was used from the department of Canelones, considered representative of the soils of the southern zone of Uruguay. In the greenhouse experiment, the availability of nutrients for plants, especially P, in a ryegrass culture was examined. Pots were prepared with 1000 g of soil and P was added in two doses: 40 and 80 mg of P / Kg of soil, from sanitary sludge and dairy industry, manure and fertilizer (potassium phosphate), maintaining a control treatment without aggregates. Ten plants of ryegrass were sown per pot, letting them grow for 91 days. The ryegrass was cut and the biomass production and its nutrient content determined. The soil was sampled at harvest to evaluate the residual effect of the P added with the amendments (Bray1 method). The highest production of biomass was given by the treatment of sanitary sludge, for both doses, following in decreasing order: sludge from the dairy industry and fertilizer, while the manure did not differ with respect to the control. The three amendments and the fertilizer showed a positive effect on the absorption of P, being higher the efficiency of absorption of P by plants with sanitary sludge, followed by sludge from the dairy industry while the minor effect was detected in the case of manure. With respect to the residual effect of available P, this was greater with the addition of fertilizer, followed by sludge from the dairy industry, sanitary sludge and manure. In the incubation experiment, the patterns of decomposition and nutrient release of the amendments were studied by incubating them with the soil in trays under controlled conditions of temperature (25°C) and humidity (equivalent to field capacity) during 113 days. The doses of both sludge and fertilizer were 40, 80 and 120 mg of P / Kg of soil, and for manure 20, 40 and 80 mg of P / Kg of soil, including a control without aggregates. Soil was sampled at 14, 28 and 90 days, measuring pH, CE and available P. The application of the amendments and fertilizer produced significant increases in the P available in the three samplings, having a direct

relationship with the dose in each case. The result obtained for a given dose was a greater availability of P when applying sludge from the dairy industry, followed by fertilizer, then by sanitary sludge, and finally the lowest availability corresponded to the treatment with manure.

Key words: Organic amendments; Residual P; Ryegrass; Nutrients.

8. BIBLIOGRAFÍA

1. Adriano, D. C.; Bollag, J. M.; Frankenberger, W. T.; Sims, R. C. 1999. Bioremediation of Contaminated Soils. Madison, WI, ASA/CSSA/SSSA. 820 p. (Agronomy Series no. 37).
2. Antille, D. L.; Sakrabani, R.; Tyrrel, S. F.; Le, M. S.; Godwin, R. J. 2013a. Characterisation of organomineral fertilisers derived from nutrient enriched biosolids granules. Applied and Environmental Soil Science. 2013: p. irr.
3. _____.; _____.; Godwin, R. J. 2013b. Field-scale evaluation of biosolids derived organomineral fertilisers applied to ryegrass (*Lolium perenne* L) in England. Applied and Environmental Soil Science. 2013: p. irr.
4. _____.; _____.; _____. 2014. Phosphorus release characteristics from biosolids-derived organomineral fertilizers. Soil Science and Plant Analysis. 45 (19): 2565-2576.
5. Azcón-Bieto, J.; Talón, M. 2008. Fundamentos de fisiología vegetal. 2^a. ed. Madrid, McGraw-Hill. 651 p.
6. Barbazán, M.; Casanova, O.; del Pino, A. 2008. Evaluación agronómica de lodos de la industria maltera. Cangüé. no. 33:1-8.
7. _____.; del Pino, A.; Moltini, C.; Hernández, J.; Rodríguez, J. 2011. Caracterización de materiales orgánicos aplicados en sistemas agrícolas intensivos de Uruguay. Agrociencia (Uruguay). 15: 82-92.
8. Bray, R. H.; Kurtz, L. T. 1945. Determinations of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Science Society of America Journal. 59: 39-45.
9. Carrasco, J. J.; Squella, N. F.; Riquelme, S. J.; Hirzel, C. J.; Uribe, C. H. 2012. Uso de enmiendas orgánicas como fuente de fertilización de cultivos. Técnicas de Conservación de Suelos, Agua y Vegetación en Territorios Degradados. 48: 69-93.
10. Casanova, O.; Durán, A.; Mello, R.; del Pino, A. 2007 Manejo de efluentes de tambo. Cangüé. no. 29: 94-96.

11. Cuevas, J.; Seguel, O.; Ellies, A.; Dorner, J. 2006. Efectos de las enmiendas orgánicas sobre las propiedades físicas del suelo con especial referencias a la adición de lodos urbanos. (en línea). Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal. 6 (2): 1-12. Consultado 17 nov. 2017. Disponible en <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rcsuelo/v6n2/art01.pdf>
12. Dáguer, G. P. 2003. Gestión de biosólidos de la planta de tratamiento de aguas residuales. In: Curso Internacional de Restauración Ecológica de Canteras y Uso de Biosólidos (1º., 2003, Santa Fé de Bogotá). Sociedad, ambiente y futuro. Bogotá, Pontificia Universidad Javeriana. p. irr. Consultado 02 dic. 2017. Disponible en <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/fulltext/biosolidos.pdf>
13. Del Pino, A.; Hernández, J. 2002. Ciclaje del fósforo por animales bajo pastoreo en campo natural y mejoramientos con leguminosas sobre suelos de basalto. Agrociencia (Uruguay). 6 (2): 47-52.
14. _____.; Mori, C.; Perdomo, C.; Repetto, C. 2008. Patrones de descomposición de estiércoles en el suelo. Terra Latinoamericana. 26: 43-52.
15. _____.; Casanova, O.; Barbazán, M.; Mancassola, V.; Arló, L.; Rodríguez, J.; Borzacconi, L. ; Passeggi, M. 2012. Caracterización y evaluación de biosólidos producidos por digestión anaerobia de residuos agroindustriales. Ciencia del Suelo. 30: 129-136.
16. Doran, D. C. 1999. Guía para la evaluación de calidad y salud del suelo. Washington, D. C., USDA. 82 p.
17. Eghball, B.; Power, J. 1999. Phosphorus and nitrogen based manure and compost applications: corn production and soil phosphorus. Soil Science Society of America Journal. 63 (4): 895-901.
18. Flores, J. P.; López, J. D.; Orona, I.; Salazar, E.; Serrato, J. S.; Trejo, H. I.; Vázquez, C. 2010. Efecto residual de estiércol bovino sobre el rendimiento de maíz forrajero y propiedades del suelo. Terra Latinoamericana. 28: 381-390.
19. Gilsanz, J. C.; Leoni, C.; Schelotto, F.; Acuna, A. 2013. Uso potencial de los lodos urbanos en la producción agrícola. (en línea). Agrociencia (Uruguay). 17(2):1-10. Consultado 21 feb. 2018.

Disponible en
http://www.scielo.edu.uy/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2301-15482013000200001&lng=es&nrm=iso.

20. Griffin, T. S.; Honeycutt, C. W. 2000. Using growing degree days to predict nitrogen availability from livestock manures. *Soil Science Society of America Journal*. 64 (5): 1876-1882.
21. Hernández, J. 2013. Fósforo. Montevideo, Facultad de Agronomía. 89 p.
22. Marambio, C.; Ortega, R. 2003. Uso potencial de lodos derivados del tratamiento de aguas servidas en la producción de cultivos en Chile. *Revista Agronomía y Forestal UC*. no. 20: 20-23.
23. Melo, C. A.; Rodríguez, G. A; González, G. J. 2017. Manejo de biosólidos y su posible aplicación al suelo, caso Colombia y Uruguay. *Revista de Investigación Agraria Ambiental*. 8 (1): 217-226.
24. MGAP. DGRN (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Dirección General de Recursos Naturales, UY). 2008. Manual de medidas exigibles para cultivos: instructivo para la elaboración y presentación de planes de uso y manejo responsable de suelos. Montevideo. 4 p.
25. Muñoz, F.; Polo, M., Giráldez, C. 1999. Modificación de algunas propiedades físicas en un suelo del Valle del Guadalquivir enmendado con lodos de depuradora. In: Muñoz-Carpena, R.; Ritter, A.; Tascón, C. eds. *Estudios de la zona no saturada del suelo*. Tenerife, ICIA. pp. 115-121.
26. Oladeji, O. 2006. Management of phosphorus sources and water treatment residuals (WTR) for environmental and agronomic benefits. Thesis PhD. Gainesville, FL, United States of America. University of Florida. 19 p.
27. OSE (Obras Sanitarias del Estado, UY). s.f. Tratamientos aplicados. (en línea). Montevideo. Consultado 30 oct. 2017. Disponible en http://www.ose.com.uy/s_tratamientos_aplicados.html
28. _____. UGA (Obras Sanitarias del Estado. Unidad de Gestión Ambiental. UY). 2015. Proyecto: nueva planta de tratamiento para la ciudad de Santa Lucía, descripción del vertido actual y su

ambiente receptor para su evaluación ambiental. (en línea). San José. 41 p. Consultado 30 oct. 2017. Disponible en http://www.ose.com.uy/descargas/pfe/cp01_16_anexo_PTAR_santa_lucia_descripcion_del_vertido_actual_rev_1.pdf

29. Ottaviani, M.; Santarsiero, A.; De Fulvio, S. 1991. Hygienic, technical and legislative aspects of agricultural sewage sludge usage. *Acta Chimica Hungaricae*. 128 (4 - 5): 535-543.
30. Ramalho, R. S. 1996. Tratamiento de aguas residuales. Barcelona, Reverté. 705 p.
31. Taverna, M.; Charlón, V.; García, K.; Walter E. 2013. Una propuesta integral de manejo de efluentes. *Producir XXI*. 21 (255): 40-50.
32. Tester, C. F. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. *Soil Science Society of America Journal*. 54(3): 827-831.
33. UdelaR. FA (Universidad de la República. Facultad de Agronomía, UY). 2016. Curso práctico de fertilidad. (en línea). Montevideo. 17 p. Consultado 09 dic. 2017. Disponible en http://www.fagro.edu.uy/fertilidad/publica/MORGANICOS_%20AB_VERDES.pdf.
34. Whalen, J. K.; Chang, C.; Clayton, G.; Carefoot, J. P. 2000. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. *Soil Science Society of America Journal*. 64(3): 962-966.