



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

**EFFECTO DEL PRE-TRATAMIENTO SOBRE LA LIXIVIACIÓN
DE NITRÓGENO Y FÓSFORO DE BIOSÓLIDOS
PROVENIENTES DE DIGESTIÓN ANAERÓBICA, EN UN
SUELO FRANCO-LIMOSO**



Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniero Ambiental

GABRIELA DANIXA FERNÁNDEZ SEREÑO

Tutora: Dra. Gladys Vidal Sáez

Concepción, Chile

2019

“Efecto del pre-tratamiento sobre la lixiviación de nitrógeno y fósforo de biosólidos provenientes de digestión anaeróbica, en un suelo franco-limoso”.

PROFESOR GUÍA: **Dra. GLADYS VIDAL SÁEZ**

PROFESOR COMISIÓN: **Dr. ROBERTO URRUTIA PÉREZ**

PROFESOR COMISIÓN: **Dr. OCTAVIO ROJAS VILCHES**

CONCEPTO: **APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA**

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, abril 2019



100 AÑOS
DE
DESARROLLO
LIBRE DEL
ESPIRITU

Por el desarrollo libre del espíritu

Casilla 160 C - Correo 3 - Fono (95-41) 204072 - Fax (95-41) 2207076 - Ciudad Universitaria - Concepción - Chile - <http://www.eula.cl>

NOMENCLATURA

“,”	Separador de decimal
“.”	Separador de millares
AS	Aguas servidas
COT	Carbono orgánico total
DA	Digestión anaerobia
DBO ₅	Demanda biológica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
k	Constante cinética de mineralización de nitrógeno
LA	Lodos activados
MO	Materia orgánica
PTAS	Planta de tratamiento de aguas servidas
SS	Sólidos suspendidos
ST	Sólidos totales



ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	i
ÍNDICE DE FIGURAS	iii
ÍNDICE DE TABLAS	iv
AGRADECIMIENTOS	v
RESUMEN.....	vi
OBJETIVOS DE DESARROLLO SUSTENTABLE	viii
1. MARCO TEÓRICO.....	1
1.1. Generación de lodos sanitarios.....	1
1.2. Características del lodo sanitario.....	3
1.3. Digestión anaeróbica.....	4
1.3.1. Etapas de la digestión anaeróbica.....	6
1.3.2. Pre-tratamiento.....	7
1.4. Aplicación de biosólidos al suelo	8
1.5. Importancia del suelo en los procesos de lixiviación	11
1.5.1. Horizontes del suelo.....	12
1.5.2. Taxonomía de suelos.....	14
1.5.3. Textura del suelo.....	15
1.5.4. Suelo característico de la Región del Biobío y Región del Ñuble.....	16
1.5.5. Cinética de reacción de compuestos en el suelo.....	19
1.5.6. Ciclo del nitrógeno en el suelo	19
1.5.7. Ciclo del fósforo en el suelo	22
1.5.8. Lixiviación de nutrientes.....	23
2. HIPÓTESIS	25
3. OBJETIVOS	25
3.1. Objetivo General	25
3.2. Objetivos Específicos	25
4. METODOLOGÍA.....	26
4.1. Materiales.....	26
4.1.1. Biosólidos	26
4.1.2. Suelo	27

4.1.3. Columnas de suelo.....	29
4.2. Métodos de trabajo.....	30
4.2.1. Preparación de sistemas.....	31
4.2.2. Monitoreo.....	33
4.2.3. Determinación de parámetros.....	35
4.3.4. Análisis estadístico de resultados.....	37
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	38
5.1. Caracterización del biosólido.....	38
5.2. Caracterización del suelo.....	39
5.2.3. Análisis granulométrico.....	41
5.2.1. Contenido de amonio.....	41
5.2.2. Análisis físico-químico.....	41
5.3. Tasa de lixiviación de nitrógeno y fósforo.....	43
5.4. Cinética de nitrógeno.....	50
5.5. Balance de nitrógeno, fósforo y materia orgánica.....	54
5.5.1. Balance nitrógeno.....	54
5.5.2. Balance de materia orgánica.....	56
5.5.3. Balance de fósforo.....	57
6. CONCLUSIONES.....	59
7. BIBLIOGRAFÍA.....	60
8. ANEXOS.....	74
Anexo 1.....	74
Anexo 2.....	75
Anexo 3.....	76
Anexo 4.....	78
Anexo 5.....	79
Anexo 6.....	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Generación lodos primarios y secundarios durante el proceso de depuración de aguas servidas por tratamiento de lodos activados.....	1
Figura 2. Esquema del proceso de digestión anaerobia.....	6
Figura 3. Estructura para el estudio de suelo.....	12
Figura 4. Clasificación por textura de suelo.....	16
Figura 5. Esquema del ciclo del nitrógeno.....	21
Figura 6. Relaciones entre el ciclo del fósforo y los compartimentos orgánicos y minerales	23
Figura 7. Extracción de suelo desde las coordenadas 36°48'53.6"S 72°59'05.5"W.....	27
Figura 8. Análisis granulometría de suelo, equipo Mastersizer 3000.....	28
Figura 9. Solución de suelo con agua destilada en agitador magnético.....	29
Figura 10. Columnas de suelo instaladas.....	30
Figura 11. Esquema de los sistemas de columnas de suelo utilizados.....	33
Figura 12. Proceso de desmonte de columnas de suelo utilizadas y preparación para análisis finales.....	35
Figura 13. Test de cubeta SPECTROQUANT para nitrógeno total y fósforo total	36
Figura 14. Equipo utilizado en la medición de nitrógeno total kjledahl.....	37
Figura 15. Mapa de órdenes taxonómicos en la Región del Biobío y Región de Ñuble.....	40
Figura 16. Porcentaje de retención de agua semanal.....	44
Figura 17. pH del lixiviado del día 1 al día 74.....	44
Figura 18. Relación de la conductividad eléctrica con el porcentaje de materia orgánica y concentración de ion amonio.....	46
Figura 19. Tasa de lixiviación y lixiviación de nitrógeno total y fosfato en mg y en el tiempo.....	48
Figura 20. Porcentaje de formas de nitrógeno en el lixiviado.....	50
Figura 21. Lixiviación de formas nitrogenadas en mg en el tiempo.....	53
Figura 22. Evolución de insumos fertilizantes desde el año 1977 hasta 2017	74
Figura 23. Mapa de caracterización de clases texturales de suelo en 91 series ubicadas en la Región del Biobío y Región de Ñuble.....	75
Figura 24. . Mapa de caracterización granulometría de suelos en ciudad de Concepción.....	79

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características fisicoquímicas de los lodos primarios y secundarios.....	4
Tabla 2. Destino de los biosólidos en Europa durante el periodo de tiempo 2010 - 2015.....	9
Tabla 3. Concentraciones máximas de metales en biosólidos permitida para la aplicación al suelo.	11
Tabla 4. Clasificación de usos del suelo en la Región del Biobío y Región del Ñuble.....	17
Tabla 5. Caracterización de suelos en Zona Mediterránea Árida, Región del Biobío y Región del Ñuble.	18
Tabla 6. Caracterización físico-químico del biosólido.....	39
Tabla 7. Caracterización granulométrica del suelo.....	41
Tabla 8. Caracterización físico-química del suelo.	43
Tabla 9. Constante cinética de mineralización de nitrógeno (k) en semanas ⁻¹	51
Tabla 10. Balance de nitrógeno en mg.....	55
Tabla 11. Balance de materia orgánica soluble en mg.	57
Tabla 12. Balance de fosfato en mg.	58
Tabla 13. Caracterización granulometría de suelo en Región del Biobío y Región del Ñuble.....	76
Tabla 14. Caracterización de lodo mixto antes y después del pre- tratamiento secuencial.....	78
Tabla 15. Variación temporal del contenido de amonio (mg/L) en el suelo.	80



AGRADECIMIENTOS

Quiero dar las gracias a todas aquellas personas que me ayudaron en este proceso, en especial a María Venegas por todo el tiempo dedicado, enseñanzas, apoyo y animo que siempre me entrego con alegría y la mejor disposición.

A mi profesora guía Dra. Gladys Vidal, por creer en mí desde el principio y darme la oportunidad de trabajar con ella y su equipo, el Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA), quienes siempre me animaron y apoyaron en todo, son un grupo muy lindo y estoy feliz de haber formado parte de él.

Al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería (CRHIAM), cuyo proyecto es CONICYT/FONDAP/15130015, por entregarme una beca, la cual me sirvió mucho para poder realizar este proyecto.

A mi mamá y papá que siempre me dieron ánimos y apoyo incondicional durante toda mi carrera, sobre todo en los momentos de estrés regalándome chocolates, a mi hermana y mi mandy, que siempre me entendieron y ayudaron cuando tenía que estudiar.

A Juampi, a mis compañeros y amigos que me acompañaron durante toda mi carrera, gracias por todos los momentos lindos.

A Diego, Juanito, Coni Soriano y Cosmico

RESUMEN

Uno de los problemas ambientales más importantes de hoy en día es la generación de residuos. Es por esto, que las nuevas políticas del país buscan fomentar la reducción del consumo de productos desechables, reutilización y reciclaje, todo en función de lograr una economía circular. Para aliviar la carga de residuos ingresados a rellenos sanitarios, se considera una excelente alternativa la reutilización de lodos provenientes de empresas sanitarias. La digestión anaeróbica permite utilizar estos lodos como fuente de biogás reduciendo su volumen y estabilizándolo, para una posterior disposición en suelo, beneficiando a la industria agrícola y forestal.

La economía circular es la única alternativa para la sustentabilidad, se debe realizar en conocimiento de todos los efectos secundarios, para evitar problemas de contaminación mayores a los que se busca resolver. El pre-tratamiento secuencial propuesto por Neumann *et al.* (2018), es una tecnología aplicada previo a la digestión anaeróbica, la cual ha demostrado un aumento en la generación de biogás, pero se desconoce si tiene efectos perjudiciales en la lixiviación de nutrientes del biosólido remanente a la hora de su disposición en suelo. Por ello, el objetivo de este estudio es evaluar el efecto del pre-tratamiento sobre la lixiviación de nitrógeno y fósforo de biosólidos provenientes de digestión anaeróbica, en un suelo franco-limoso.

Se instalaron columnas de suelo con biosólido estabilizado por medio de digestión con y sin pre-tratamiento, con cargas de biosólido equivalente a 30 y 90 ton/ha, las cuales fueron regadas con agua destilada recreando la precipitación de la Región del Biobío y Región del Ñuble en meses lluviosos. El lixiviado se recolectó semanalmente para su posterior análisis en laboratorio.

Finalmente se determinó que el nitrógeno total fue mucho más propenso a lixiviación que el fosfato, con rangos que van de 0 a 9 y 0,00 a 0,01; el pretratamiento secuencial provocó una disminución en la cinética de mineralización del biosólido con constantes cinéticas de mineralización de NTK de -1,7; -1,4; -0,92 y -0,98 semanas⁻¹ para SP 30, SP 90, CP 30 y CP 90 respectivamente; pero no generó un aumento en la tasa de lixiviación de nutrientes. Tras el análisis estadístico se determinó que, en la mayoría de los parámetros analizados, las diferencias significativas entre sistemas corresponden a la carga de biosólido y no al tipo.



OBJETIVOS DE DESARROLLO SUSTENTABLE

Con esta tesis se busca aportar a los objetivos de desarrollo sostenible en los siguientes puntos:

→ **Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos.**

Con este estudio se busca lograr una gestión sostenible de saneamiento de aguas, enfocándose en **disminuir la generación de residuos de este proceso en el país**, pues al aportar con datos sobre el comportamiento de la lixiviación de nutrientes generados por la disposición de biosólidos en suelo se aporta información útil para mejorar y modernizar las prácticas actuales en función a las necesidades de las regiones, lo que facilitará y fomentará la utilización del biosólido como subproducto para la agricultura, minimizando el volumen de ingreso de este residuos a rellenos sanitarios.

→ **Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles.**

Chile es un país de alta producción agrícola y forestal, estos rubros son altamente dependiente del uso de fertilizantes, los cuales requieren de una elevada extracción de recursos naturales para su producción y significan uno de los principales gastos económicos para los productores, pues estos principalmente son importados y sus precios en los últimos años se han elevado drásticamente (Anexo 1). Es por esto que la sustitución de fertilizantes sintéticos por biosólidos ricos en nutrientes es una excelente opción para una **producción sustentable tanto económica como medio ambiental**. Al aportar con información y datos característicos de la zona, se busca popularizar esta práctica y alentar a empresas a adoptarla e indagar aún más sobre ella.

→ **Objetivo 14: Conservar y utilizar en forma sostenible los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible.**

Las altas concentraciones de nutrientes en cuerpos marinos es una peligrosa y muy común forma de contaminación que afecta tanto a la salud de las personas como al ecosistema. El conocer más sobre la lixiviación de nutrientes provenientes de disposición de biosólidos en suelo, facilita la gestión de **medidas de prevención y mitigación para la contaminación de cuerpos de agua**, generada por esta actividad.



1. MARCO TEÓRICO

1.1. Generación de lodos sanitarios

A comienzos de la década de los 90's se inició el proceso de construcción de plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS) en Chile, pero la masificación de este ocurrió en el año 2000 con la publicación del Decreto Supremo 90, Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales (Barañaño and Tapia, 2004; MINSEGPRES, 2011). Actualmente, el porcentaje de viviendas urbanas con conexión a redes de tratamiento de aguas servidas supera 96% (CEPAL and OCDE, 2016) registrándose 293 PTAS en operación para el año 2017; de las cuales el 56% utilizan la tecnología de lodos activados (LA) y el 20% la tecnología de lagunas aireadas (SISS, 2017).

El lodo sanitario es el principal residuo de las PTAS y es la mezcla del lodo crudo proveniente del tratamiento primario y lodo del tratamiento biológico o tratamiento secundario (Figura 1).

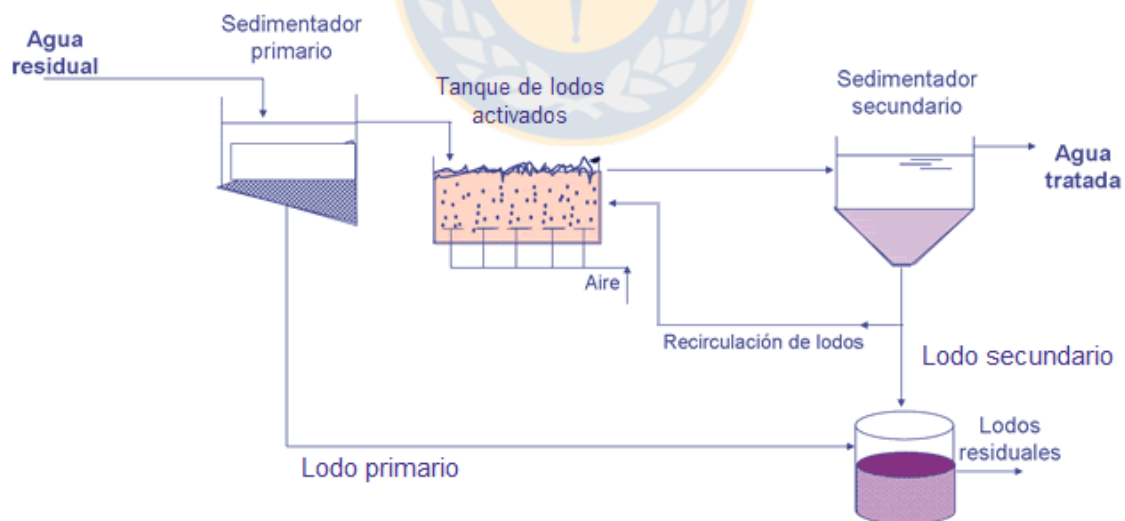


Figura 1. Generación lodos primarios y secundarios durante el proceso de depuración de aguas servidas por tratamiento de lodos activados.

Adaptado de Empresa Andaluza GEDAR, 2018.

El tratamiento primario, busca separar los sólidos suspendidos (SS) fácilmente precipitables presentes en el agua servidas (AS). En él se logra eliminar entre el 50 y el 65% de SS y, parte de la materia orgánica (MO) del AS. Removiendo entre el 25% y el 40% de la demanda biológica de oxígeno (DBO₅) (Alcota, 2002). Cabe destacar que la fracción semisólida retirada del efluente es el principal residuo de esta etapa y se denomina lodo primario (Morales, 2005).

Posteriormente viene la etapa de tratamiento secundario o biológico. Entre las tecnologías de tratamiento secundario se encuentran los sistemas de LA. Sistema de tratamiento biológico aeróbico de alta velocidad de degradación, debido a la gran concentración de biomasa en el reactor y eficiente método de aireación (Zaror, 1998). Los microorganismos heterótrofos presentes en el LA requieren de carbono, nitrógeno, fósforo y trazas de metales para llevar a cabo las reacciones metabólicas y reproducción, para esto utilizan la MO disuelta en el AS (Morales, 2005). Una vez los contaminantes son transformados en biomasa, esta puede ser eliminada fácilmente con procesos de separación sólido-líquido (Zaror, 1998). Cabe destacar que este proceso logra una reducción de la DBO₅ en un rango aproximado de 85 a 95% (Morales, 2005), generando como residuo principal el “lodo secundario” el cual está constituido esencialmente por las bacterias encargadas de realizar el proceso de degradación de MO, pues la alta actividad metabólica de estas obliga a eliminar constantemente una fracción de la población como purga para regular la cantidad de individuos y mantener concentraciones óptimas de microorganismos competentes en el reactor biológico (Metcalf and Eddy, 2003).

Las políticas aplicadas en Chile sobre saneamiento de las AS han mostrado muy buenos resultados para la descontaminación de recursos hídricos continentales; pero también han significado un nuevo desafío por resolver, la generación de elevados volúmenes de lodos sanitarios (Castro *et al.*, 2007), los cuales registraron una generación total de 492.846 toneladas en el año 2014 (MMA, 2016).

1.2. Características del lodo sanitario

El lodo sanitario, es un subproducto no peligroso, generado durante el tratamiento de las AS (Henríquez, 2011). Se denomina lodo sanitario a cualquier material producido durante el tratamiento primario de aguas residuales, secundario o avanzado que no se halla sometido a ningún proceso para reducir los patógenos o la atracción vectorial, mientras que biosólido se considera aquel lodo sanitario que se ha estabilizado (Metcalf and Eddy, 2003) y cumple con los criterios establecidos por la normativa vigente para poder ser usados de forma beneficiosa (principalmente en la agricultura). Los lodos sanitarios poseen una estructura semisólida debido a su alto contenido de humedad (Zaror, 1998). Un lodo primario tiene un valor típico del 94% de humedad, mientras que un lodo secundario, un valor típico del 99,2% (Metcalf and Eddy, 2003); los grandes niveles de agua contenidos en el lodo son la principal razón del elevado volumen de producción de estos. Se ha demostrado que el lodo sanitario es un sustrato orgánico de alto valor como fertilizante por poseer cantidades considerables de nitrógeno, fósforo y MO (Tabla 1); pero al mismo tiempo presenta una importante carga patógena, de metales pesados y otros contaminantes ambientales, entre ellos los llamados contaminantes orgánicos persistentes (COPs) (Tapia and González, 2005).

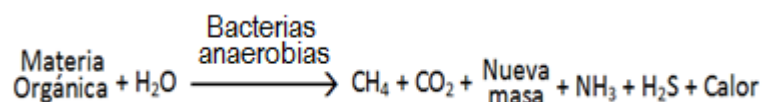
Tabla 1. Características fisicoquímicas de los lodos primarios y secundarios.

Parámetro	Unidad	Lodo primario sin tratar		Lodo secundario sin tratar	
		Rango	Valor típico	Rango	Valor típico
ST	%	1,0-6,0	3,0	0,4-1,2	0,8
SV	% de ST	60-85	75	60-85	70
Grasa y grasas	% de ST	5-8	6	5-12	8
Proteínas	% de ST	20-30	25	32-41	36
N _t	% de ST	1,5-4,0	2,5	2,4-5,0	3,8,0
P _t	% de ST	0,8-2,8	1,6	2,8-11,0	5,5
Potasio	% de ST	0,0-1,0	0,4	0,5-0,7	0,6
Celulosa	% de ST	8-15	10	-	-
Sílice	% de ST	15-20	-	-	-
pH	-	5,0-8,0	6,0	6,5-8,0	7,1
Alcalinidad	mg/L como CaCO ₃	500-1500	600	580-1100	790
Ácidos orgánicos	mg/L	200-2000	500	1100-1700	1350

ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles; N_t: nitrógeno total; P_t: fósforo total.
Adaptado de Metcalf and Eddy, 2003.

1.3. Digestión anaeróbica

La digestión anaeróbica (DA), es un método de higienización de lodos sanitarios, el cual tiene como ventaja por su rentabilidad y bajo tiempo de retención. La DA es la utilización de microorganismos, en ausencia de oxígeno, para estabilizar la MO por conversión a metano y otros productos inorgánicos incluyendo dióxido de carbono (Kiely and Veza, 1999).



Ecuación 1

Naturalmente la DA se produce en ambientes como pantanos, sedimentos de lagos y mares, zonas anóxicas del suelo, fuentes de aguas termales sulfurosas y en el tracto digestivo de los rumiantes (Díaz *et al.*, 2002). También se puede realizar en un sistema controlado, mediante un reactor completamente cerrado (digestor) el cual contendrá los organismos anaeróbicos que provocarán las

reacciones bioquímicas sobre la MO (Figura 2), de esta manera el proceso puede ser constantemente monitoreado, permitiendo aumentar la velocidad de descomposición y aprovechamiento de los productos generados (Díaz *et al.*, 2002).

Las principales variables críticas por controlar dentro del reactor son: pH, alcalinidad, temperatura, ácidos grasos volátiles y tiempo de retención hidráulica (Dewil *et al.*, 2008). Este proceso es muy utilizado como método de estabilización de lodos sanitarios, pues transforma la MO altamente putrescible en residuos orgánicos e inorgánicos relativamente estables o inertes, acondicionando el residuo para cumplir con la normativa de disposición (Dewil *et al.*, 2008), ya que reduce efectivamente el contenido de patógenos en el lodo eliminando simultáneamente los olores, además, de reducir el volumen del lodo entre un 30% a 50% (Kiely and Veza, 1999). Pero el principal incentivo económico de utilizar DA es la producción de biogás, pues el proceso genera diversos gases, siendo los más abundantes el metano (50 a 70 %) y dióxido de carbono (30 a 50 %). Paralelamente se generan pequeñas proporciones de otros componentes (nitrógeno, oxígeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno), cuya composición variará dependiendo de la materia prima y el proceso aplicado (Acosta and Abreu, 2005).

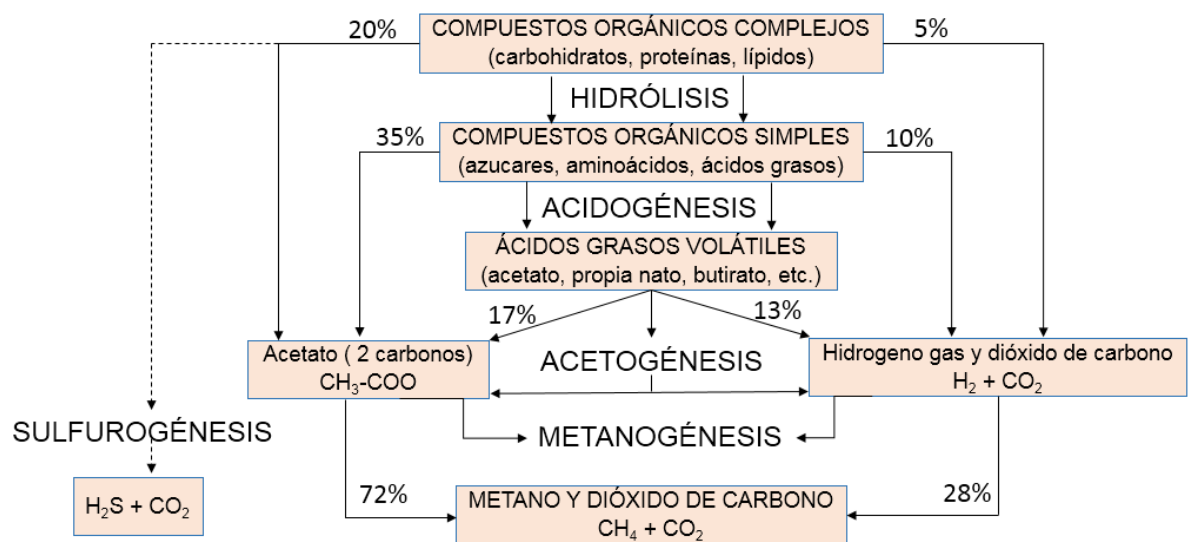


Figura 2. Esquema del proceso de digestión anaerobia.

Adaptado de Silvestre, 2015.

La DA comprende una serie de reacciones metabólicas que interactúan entre sí (Corrales *et al.*, 2015), diversos grupos de microorganismos anaerobios facultativos (que pueden desarrollarse en presencia de oxígeno) y anaerobios estrictos (Díaz *et al.*, 2002) trabajan en serie o en serie-paralelo, degradando la MO en sucesivas etapas (Acosta and Abreu, 2005).

1.3.1. Etapas de la digestión anaeróbica

1º Hidrólisis: La primera etapa del proceso corresponde a la hidrólisis, en esta fase enzimas excretadas por bacterias hidrolíticas actúan en el exterior celular (exoenzimas) solubilizan las partículas orgánicas insolubles y compuestos de alto peso molecular tales como lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos, convirtiéndolos en compuestos solubles simples que pueden ser absorbidos a través de la pared celular (Corrales *et al.*, 2015). Por lo tanto, la hidrólisis corresponde a la conversión de los polímeros en sus respectivos monómeros. Generalmente esta etapa corresponde al paso limitante de la DA cuando se utiliza como materia prima MO sólida (Cazier *et al.*, 2015) como es el caso de los lodos sanitarios.

2º Acidogénesis: Los monómeros resultantes de la etapa hidrolítica son degradados por la acción de bacterias acidogénicas (fermentativas), dando como resultado ácidos orgánicos de bajo peso molecular, ácidos grasos volátiles (ácido butírico, propiónico, acético), hidrógeno y dióxido de carbono (Arango and Sánchez, 2009). En general, durante esta fase azúcares simples, ácidos grasos y aminoácidos son convertidos en ácidos orgánicos y alcoholes (Adekunle and Okolie, 2015).

3º Acetogénesis: Los ácidos y alcoholes son oxidados en sustratos metanogénicos como acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. Esta etapa depende de la presión parcial del hidrógeno presente en el sistema, puesto que las reacciones de oxidación solamente pueden ocurrir si la presión parcial de hidrógeno es baja en la mezcla (Hernández and Delgadillo, 2011).

4º Metanogénesis: En esta etapa existen dos tipos principales de microorganismos: los metanógenos acetoclásticos, que degradan el ácido acético produciendo metano y dióxido de carbono y los metanogénicos hidrogenotróficos, los cuales a partir del hidrógeno y dióxido de carbono resultantes de etapas anteriores van a generar metano y agua (Adekunle and Okolie, 2015). Cabe destacar que la principal generación de metano ocurre por la vía acetoclástica, la cual produce aproximadamente el 70% del metano total (González, 2014).

1.3.2. Pre-tratamiento

La DA de lodos sanitarios a menudo está limitada por tiempos de retención muy largos (20-30 días) y una baja tasa de degradación de sólidos orgánicos secos (30-50%) (Dewil *et al.*, 2008). La ineficiente producción de metano se atribuye a la etapa de hidrólisis; para aumentar la eficiencia del proceso se puede aplicar un pre-tratamiento al lodo sanitario previo a su ingreso a la DA, lo que aumentará los niveles de MO fácilmente disponible para los microorganismos acidogénicos, generando una mayor producción de metano (Ding *et al.*, 2017; Neumann *et al.*, 2017; Veluchamy and Kalamdhad, 2017).

Existen diversos tipos de pre-tratamiento, los cuales tienen como objetivo principal destruir las paredes celulares del lodo tratado, causando una lisis o desintegración de las células, convirtiéndolo en material de bajo peso molecular y fácilmente biodegradable. Entre los métodos más destacados se encuentran los pre-tratamientos químicos, en donde se solubiliza el lodo por medio de oxidación o mediante la adición de un ácido o base; el pre-tratamiento térmico por su parte, provoca la alteración en los enlaces químicos de la pared celular de los individuos presentes en el lodo, debido a una exposición a altas temperaturas; el pre-tratamiento mecánico desintegra las células por procesos físicos como exposición a altas presiones o turbulencias, en este grupo se encuentra la técnica de ultrasonido, la cual se basa en el principio de cavitación inducida y ha demostrado ser uno de los métodos más eficaces (Li *et al.*, 2012; Shao *et al.*, 2012; Kavitha *et al.*, 2014; Chen *et al.*, 2017; Ding *et al.*, 2017; Han *et al.*, 2017; Neumann *et al.*, 2017).

Para este estudio se utilizará un pre-tratamiento secuencial, el cual contiene una primera etapa de ultrasonido seguida por un tratamiento térmico a baja temperatura, el cual ha demostrado un aumento en el rendimiento de metano de hasta un 50% en comparación con el lodo bruto de aguas residuales (Neumann *et al.*, 2018).

1.4. Aplicación de biosólidos al suelo

El principal destino de los lodos sanitarios durante la década del 2000 fue la disposición en rellenos sanitarios o monorellenos, pero la textura semisólida y altos niveles de humedad contenidos en él, pueden generar desestabilización en las celdas de disposición dentro del relleno, además, de la acumulación de gases, provocando riesgo de incendios o explosiones en el depósito; por lo que previo a la disposición se requiere realizar todo un procedimiento para disminuir los niveles de humedad y aumentar la solidez del residuo, lo que resulta muy engorroso para la empresa encargada y aumenta el costo económico, el cual puede alcanzar

hasta un 60% de los costos totales de una PTAS, considerando el gasto en tratamiento y disposición (Davis and Hall, 1997; Spellman, 1997).

En respuesta a esta situación, surge el interés por fomentar la aplicación del biosólido en suelos agrícolas, generando una actividad de mutuo beneficio entre empresas sanitarias y agricultores, ya que es una vía rápida y eficiente de disposición de biosólidos y a la vez un insumo de bajo costo y de poder nutricional para las plantas (Tapia and González, 2005), además, de ser una práctica muy común en países desarrollados (Tabla 2)

Tabla 2. Destino de los biosólidos en Europa durante el periodo de tiempo 2010 - 2015.

País	Destino de los biosólidos (%)				
	Agricultura	Compost y otras aplicaciones	Relleno sanitario	Incineración	Otro
Portugal	90	0	10	0	0
Irlanda	82	16	1	0	1
Reino Unido	80	0	1	20	0
España	76	0	11	4	8
Albania	76	0	0	0	24
Dinamarca	64	0	1	29	5
Noruega	60	22	14	0	4
Francia	60	16	4	19	1
Luxemburgo	58	11	0	11	21
Bulgaria	52	6	25	0	17
Chipre	44	0	0	0	56
Suecia	42	26	3	1	28
Letonia	41	9	3	0	46
Chequia	39	46	7	3	5
Italia	35	0	51	4	10
Lituania	34	47	1	0	18
Alemania	28	15	0	57	0
Polonia	20	7	8	11	54
Austria	16	31	5	48	0
Bélgica	15	0	0	84	1
Grecia	13	5	40	32	10

Extraído de Eurostat, 2019.

La normativa que permite y regula la disposición de biosólidos en suelo es el Decreto Supremo N°4 del año 2009, “Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas”, en él se menciona que solo se puede disponer biosólido con un contenido de metales pesados inferior al indicado en dicho decreto (Tabla 3) y clasifica al biosólido como (MINSEGPRES, 2009):

- **Lodo clase A:** Lodo sin restricciones sanitarias para aplicación al suelo, esta clasificación se entrega a un lodo estabilizado (que se le ha reducido como mínimo un 38% de los sólidos volátiles), cuya densidad de coliformes fecales es inferior a 1.000 número más probable por gramo de sólidos totales (base materia seca), o densidad de *Salmonella sp.* menor a 3 número más probable en 4 gramos de sólidos totales (base materia seca), además, de poseer un contenido de ova helmíntica viable menor a 1 en 4 gramos de sólidos totales (base materia seca).
- **Lodo clase B:** Lodo apto para aplicación al suelo, con restricciones sanitarias de aplicación según tipo y localización de los suelos o cultivos. Esta clasificación se entrega a un lodo estabilizado, cuyo contenido de coliformes fecales sea menor a 2.000.000 número más probable por gramo de sólidos totales (en base a materia seca).

Tabla 3. Concentraciones máximas de metales en biosólidos permitida para la aplicación al suelo.

Metal	Concentración máxima en mg/kg de sólidos totales (base materia seca)	
	Suelos no degradados	Suelos degradados
Arsénico	20	40
Cadmio	8	40
Cobre	1000	1200
Mercurio	10	20
Níquel	80	420
Plomo	300	400
Selenio	50	100
Zinc	2000	2800

Extraído de Decreto supremo N°4 del año 2009.

En Chile durante el 2014, el 51% del lodo proveniente de empresas sanitarias se dispuso en rellenos sanitarios, el 14% en monorrellenos y el 35% se destinó a suelos, este último porcentaje corresponde a 170.485 toneladas, que cubrieron una superficie total mayor a 1.000 hectáreas, de las cuales el 77% fue suelo destinado a plantaciones forestales, 16% praderas y 7% cereales (MMA, 2016), estas cifras se deben principalmente a la gestión de empresas sanitarias como ESSBIO o ESVAL que han tramitado la disposición de biosólidos en predios privados tanto en la Región Metropolitana, Biobío (INIA, 2005) e incluso Magallanes entre otros (FIDE XII, 2002).

1.5. Importancia del suelo en los procesos de lixiviación

Para comprender el fenómeno de lixiviación de nutrientes provenientes de un biosólido tratado por DA con y sin pre-tratamiento, es fundamental tener conocimiento sobre el receptor de dicho biosólido, es decir, el suelo, pues sus características determinarían que reacciones químicas ocurrían en el lixiviado, la cantidad y la composición de este.

El suelo es la capa superficial de la tierra, una interfaz entre litósfera, biósfera y atmósfera. Está constituido principalmente por elementos minerales y diferentes porcentajes de compuestos orgánicos en estado sólido, líquido y gaseoso. El suelo es un sistema complejo en el que suceden de manera continua procesos químicos, físicos y biológicos (Gardi *et al.*, 2013).

La ciencia que estudia la composición y naturaleza del suelo y su relación con el ecosistema que le rodea se denomina edafología, esta considera al suelo un ente natural organizado e independiente, cuya composición es resultado de la actuación de una serie de factores activos (clima y organismos vivos) que actúan sobre los factores pasivos (la roca madre y el relieve), independientemente del tiempo transcurrido (López, 2005.). La pedología por su parte se ocupa del estudio de su formación, clasificación, morfología y taxonomía, además, de la interacción con el resto de los factores geográficos; esta ciencia es fuertemente influenciada por el relieve (Gardi *et al.*, 2013).

1.5.1. Horizontes del suelo

Para estudiar, describir y muestrear el suelo, este primero se debe delimitar, es aquí donde se utiliza el concepto “pedión” (Figura 3), que es un volumen arbitrario de suelo, considerado como el más pequeño que puede reconocerse como suelo individual, su superficie va desde 1 a 10 m² y su extensión vertical comprende todo el grosor de un horizonte de suelo (Porta *et al.*, 1994).

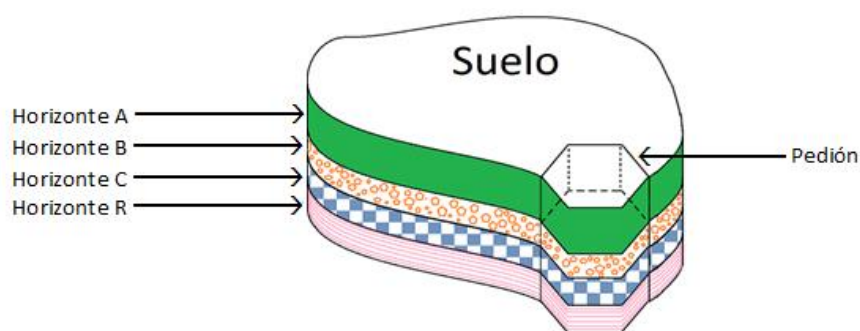


Figura 3. Estructura para el estudio de suelo.
Adaptado de Porta *et al.*, 1994.

Un horizonte de suelo es una capa de suelo con una disposición paralela a la superficie del terreno, cuyos límites son horizontales y se diferencian de sus adyacentes por poseer distintas propiedades. Los horizontes son el resultado de la diferenciación del material originario debido a procesos de horizonación (desde la superficie hacia el interior), por lo que también se denominan horizontes genéticos (Porta *et al.*, 2014). Los horizontes de suelo se designan por letras mayúsculas, los más comunes son (Porta *et al.*, 1994; Jaramillo, 2002):

O: Horizonte orgánico de suelo mineral. Típico de suelos de bosques, la parte superior presenta una estructura predominantemente aerobia, los materiales minerales representan una minoría en el volumen total y mucho menos de la mitad de su masa.

A: Horizonte mineral oscurecido por aportes de materia orgánica. Se ubica en la parte superior del suelo o bajo el horizonte O, se designa como A cualquier suelo resultante de actividades como laboreo, pastoreo, etc.

E: Horizonte mineral empobrecido por eluviación (arrastre de coloides, sales solubles y pequeñas partículas de una capa del suelo por la acción de flujo de agua descendente). Posee color claro por la pérdida de materia orgánica, hierro, aluminio o arcilla, presenta enriquecimiento relativo de limo y arena. Se halla bajo un horizonte A u O, y sobre un B.

B: Horizonte mineral formado en el interior del suelo. Estos horizontes son siempre subsuperficiales, a menos que hayan sido expuestos en la superficie por procesos erosivos que hayan eliminado horizontes superficiales como O, A y/o E.

C: Horizonte mineral comparativamente poco afectado por procesos edafogénicos, excepto meteorización (conjunto de procesos externos que provocan la alteración y disgregación de las rocas en contacto con la atmósfera) o hidromorfismo (exceso de humedad permanente). En los horizontes C se incluyen aquellas porciones del suelo que tienen acumulaciones de sílice, carbonatos, yeso o sales más solubles,

aún endurecidas, que no presenten relación genética con los horizontes superiores.

R: Roca consolidada subyacente, demasiado dura para romperla con la mano.

1.5.2. Taxonomía de suelos

Actualmente el sistema de clasificación de suelos más utilizado es el propuesto por el *SOIL Survey Staff* de Estados Unidos, en él se establecen seis niveles jerárquicos de homogeneidad: Orden, Suborden, Grupo, Subgrupo, Familia y Serie. Las clases incluidas en cada categoría son mutuamente excluyentes, lo que evita una doble clasificación. A continuación, se describen los 12 órdenes de clasificación (Porta *et al.*, 1994; Jaramillo, 2002; Porta *et al.*, 2014):

- **HISTOSOLES:** Suelos típicamente orgánicos, aunque pueden tener algunos horizontes delgados de materiales minerales.
- **ARIDISOLES:** Falta de agua por aridez del clima o salinidad extrema.
- **VERTISOLES:** Suelos que tienen un alto contenido de arcilla expandible y tienen en algún momento del año grietas profundas. Estos suelos se retraen cuando están secos y se expanden cuando se humedecen.
- **MOLLISOLES:** Suelos ricos en materia orgánica, tienen horizonte superficial color oscuro, son ricos en bases y muy productivos en el ámbito agrícola.
- **INCEPTISOLES:** Son suelos incipientes, poco desarrollados, que por lo general se ubican en regiones húmedas y subhúmedas que tienen horizontes alterados que han perdido bases o hierro y aluminio, pero retienen algunos minerales meteorizables.
- **ULTISOLES:** Suelos subtropicales y tropicales, muy evolucionados que presentan un horizonte que ha acumulado arcilla que se ha movilitado desde las partes más superficiales del suelo. Las arcillas acumuladas son

de baja calidad por lo que el suelo es ácido y con baja cantidad de nutrientes para uso agrícola.

- **OXISOLES:** Suelos de fertilidad agrícola muy baja por su elevada acidez y falta de nutrientes, típicos de ambientes tropicales. Casi no tienen minerales diferentes al cuarzo en su fracción gruesa y en la fracción arcilla predominan los óxidos de hierro y de aluminio.
- **ANDISOLES:** Suelos oscuros, normalmente ácidos, con alta fijación de fosfatos y baja densidad, derivados de cenizas y materiales volcánicos.
- **ESPODOSALES:** Suelos de zonas húmedas, que presentan un horizonte oscuro de acumulación de materia orgánica y aluminio, con o sin hierro, ubicado por debajo de un horizonte más claro que ha aportado aquellos materiales; son suelos ácidos.
- **ALFISOLES:** En estos suelos también se ha formado un horizonte de acumulación de arcilla que se ha movido desde la parte superior del suelo, pero a diferencia del Ultisol, en este orden las arcillas acumuladas son de mejor calidad por lo que se presenta una saturación de bases alta.
- **ENTISOLES:** Son los suelos que presentan menor grado de evolución. Por lo general sólo se observa organización de suelo en la parte superior del mismo, por efecto de la materia orgánica y de la actividad biológica presentes en ella. Este orden, junto con el de los Inceptisoles, presenta la mayor variabilidad en sus propiedades.
- **GELISOL:** Suelo con hielo permanente, se ubica en altas montañas o zona polar.

1.5.3. Textura del suelo

La textura del suelo tiene que ver con la facilidad con que se puede trabajar, la cantidad de agua y aire que retiene y la velocidad con que el agua penetra en el suelo y lo atraviesa. El método más utilizado en Chile para determinar la clase textural de suelo es el triángulo textural del Departamento de Agricultura de los

Estados Unidos (Figura 4). Este método clasifica las partículas según su tamaño (Sandoval *et al.*, 2003). El suelo con partículas más pequeñas se denomina arcilloso, este retiene agua y nutrientes, tienen baja permeabilidad y alta porosidad. Un suelo limoso es de tamaño intermedio, tiene baja aireación y mayor permeabilidad que un suelo arcilloso. Por último, un suelo arenoso posee las partículas de mayor tamaño, no presenta retención de agua o nutrientes, tiene alta permeabilidad y aireación. Por otro lado, un suelo que posee fracciones relativamente equivalentes de los tres tipos de partículas, se les denomina francos (Chartier, 2011).

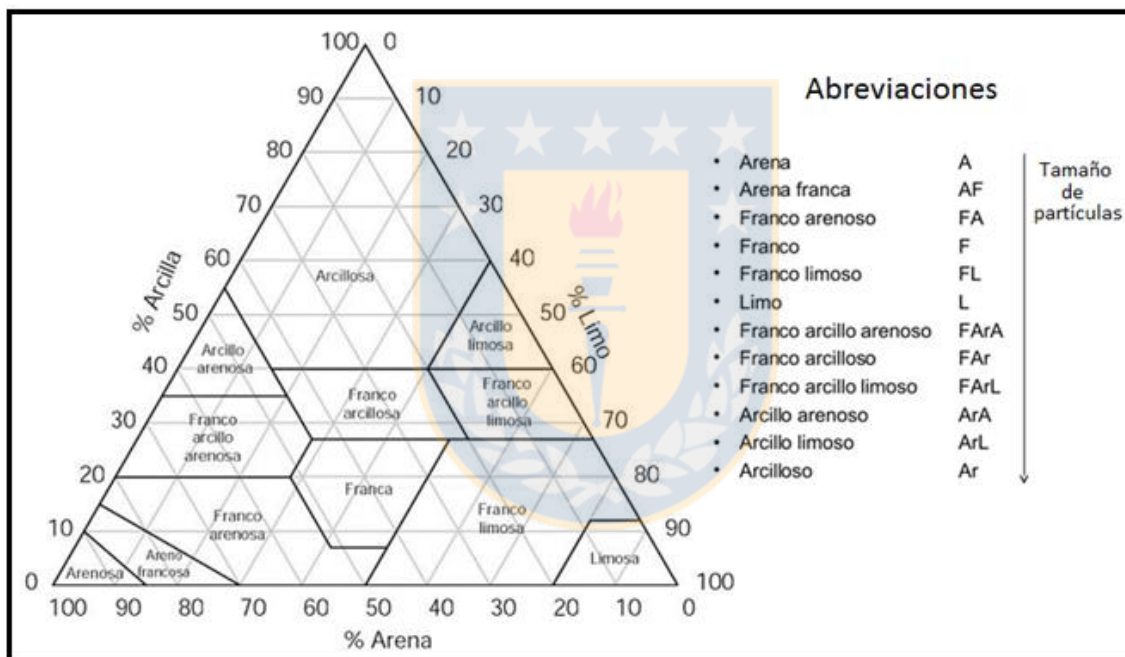


Figura 4. Clasificación por textura de suelo.
Extraído de Staff, 2010.

1.5.4. Suelo característico de la Región del Biobío y Región del Ñuble

La Región del Biobío y Región de Ñuble, tienen un alto potencial para disponer biosólido en suelo, pues más del 30% de su superficie se encuentra ocupada por plantaciones forestales (Tabla 4), el uso de suelo más utilizado en esta práctica.

Sin embargo, el alto nivel de precipitación presente en la zona, el cual puede alcanzar aproximadamente 767 mm/año (INE, 2018), podría generar riesgo de lixiviación de nutrientes hacia aguas subterráneas, provocando la contaminación de estas, por lo tanto, se decidió realizar el estudio en condiciones representativas de la Región del Biobío y Región de Ñuble, utilizando un tipo de suelo característico de la región.

Tabla 4. Clasificación de usos del suelo en la Región del Biobío y Región del Ñuble.

Uso de suelo	Superficie (Ha)	Porcentaje en las regiones (%)
Áreas Urbanas e Industriales	41.494,0	1,1
Terrenos Agrícolas	715.001,4	19,3
Praderas y Matorrales	516.727,5	13,9
Plantación Forestal	1.255.890,0	33,9
Bosque Nativo	845.552,3	22,8
Bosque Mixto*	68.687,4	1,9
Humedales	11.151,0	0,3
Áreas desprovistas de vegetación	169.493,3	4,6
Nieves y Glaciares	30.136,9	0,8
Cuerpos de agua	55.170,0	1,5
Total	3.709.303,8	100,0

Adaptado de CONAF, 2017.

Debido a la extensión y geografía del país, se observa una enorme variabilidad de suelos, provocados por la diversidad de paisajes y climas propios de cada zona, por lo que la caracterización de suelo a nivel regional debiera ser fundamental para una buena gestión ambiental. A pesar de esto, la documentación, datos e investigaciones sobre el recurso suelo en Chile, actualmente es innegablemente escasa (Luzio, 2010). Uno de los estudios más destacados sobre clases texturales de suelo en la Región del Biobío y Región de Ñuble, corresponde a la publicación 121 de CIREN “Estudio agrológico VIII Región” del año 1999, donde se caracterizó el tipo de suelo de 91 series diferentes dentro de las regiones (Anexo 2). En el documento se señala que uno de los suelos más recurrentes corresponde al tipo

textural franco limoso, con un total de 17 series correspondientes a esta clase (Anexo 3), pero no se indica la cantidad de superficie exacta cubierta por él.

Según Luzio (2010), se puede dividir a Chile en ocho Zonas Edáficas (zonas con uniformidad u homogeneidad de los suelos) distintas. La Región del Biobío y la Región de Ñuble se consideran dentro “Suelos de la Zona Mediterránea Árida”, pues esta abarca desde 32°00’LS hasta 37°45’LS, debido al relieve de la superficie se diferencian cuatro sectores con características de suelo diferentes (Tabla 5).

Tabla 5. Caracterización de suelos en Zona Mediterránea Árida, Región del Biobío y Región del Ñuble.

Sector	Subdivisión	Clases textuales	Rango pH	Capacidad de uso de suelo	Orden taxonómico
Cordillerano		A	-	VIII	Etisoles
Pre-cordillera de los Andes		FA; FL	6	IV; VII	Andisoles.
Depresión intermedia	→Terrazas aluviales	FL; FAr; FA; F; AF; ArL ; A; AF	5,6 - 7,6	II; III; IV; VI	Mollisoles; Inceptisoles.
	→Suelos sobre toba volcánica	Ar; FAr; F; FArL	5,9 - 7,5	III; VI	Vertisoles; Inceptisoles; Alfisoles; Mollisoles.
	→Suelos sobre sedimentos fluvioglaciales	FArL; FAr; Ar	5,6 - 6,4	III; IV	Alfisoles; Inceptisoles.
	→Suelos derivados de materiales volcánicos	F; FL; FA	5,4 - 6,7	I; II; IV; VI	Andisoles
Cordillera de la costa	→Cerros de la cordillera de la costa	ArL; Ar	5,4 - 6,5	IV; VII	Alfisoles.
	→Lomajes y terrazas costeras	Ar; FAr; FL; y FArL	5,1 - 6,5	III; IV	Inceptisoles; Mollisoles.

A: Arena; AF: Arena franca; FA: Franco arenoso; FA: Franco arenoso; FL: Franco limoso; L: Limo; FArA: Franco arcillo arenoso; Far: Franco arcilloso; FArL: Franco arcillo limoso; ArA: Arcillo arenoso; ArL: Arcillo limoso; Ar: Arcilloso.

Adaptado de Luzio, 2010.

1.5.5. Cinética de reacción de compuestos en el suelo

La palabra “cinética” alude a movimiento o cambio, la cinética química tiene relación con la rapidez o velocidad en que ocurre una reacción química, lo que se refiere al cambio en la concentración de un reactivo o de un producto con respecto al tiempo (Chang, 2003).

Los compuestos orgánicos que son aportados al suelo sufren en primer lugar una alteración mecánica, por acción de la fauna y los microorganismos del suelo y posteriormente una transformación continua bajo la acción de factores de tipo biológico, físico y químico. Estas reacciones ocurren paralelamente en el suelo y el producto generado variará dependiendo del grado de evolución que se logre (López, 2005), este a su vez dependerá de la velocidad de reacción de los reactivos.

Por definición, los factores que influyen en la velocidad de una reacción son el estado físico de los reactivos, la concentración, temperatura y presencia de un catalizador (Brown *et al.*, 2004), pero en el caso del suelo, la degradación de los reactivos depende en gran parte por la actividad biológica en el suelo (Antonio *et al.*, 2011).

1.5.6. Ciclo del nitrógeno en el suelo

El nitrógeno es un elemento increíblemente versátil, pues se puede encontrar en la biósfera de forma orgánica, formando parte de moléculas con gran peso molecular como proteínas, aminoácidos, ácidos nucleídos y nucleótidos; o en su forma

inorgánica, la cual puede ser utilizada fácilmente por plantas y es muy propensa a lixiviación (Harrison, 2003). El ciclo del nitrógeno (Figura 5) es el proceso por el cual el nitrógeno se transporta y circula a través de estas diversas fases (Harrison, 2003), las cuales son resultado principalmente de la actividad microbiana del suelo, la cual depende de diversos factores naturales y antropogénicos como cambios climáticos, condiciones geográficas, profundidad, propiedades físicas, químicas, biológicas, contaminación y manejo agrícola (Cerón and Aristizábal, 2012).

El nitrógeno representa el 78 de los gases que componen la atmósfera (Philippot and Germon, 2005); este ingresa al suelo mayoritariamente por fijación biológica, proceso llevado a cabo exclusivamente por organismos procariontes que tienen la capacidad captar el nitrógeno atmosférico (N_2) y convertirlo en amonio (NH_4^+), el cuál es aprovechado por plantas (Zehr *et al.*, 2003; Philippot and Germon, 2005).

Los compuestos nitrogenados comienzan a formar parte del suelo mediante excretas de seres vivos o la muerte de estos, en este momento, comienzan a ser degradados a compuestos simples, principalmente por bacterias y hongos, a este proceso se le llama amonificación (Harrison, 2003). Posteriormente, viene el proceso de nitrificación, donde diversas especies de bacterias comunes en los suelos son capaces de oxidar el amoníaco o el ion amonio, convirtiéndolo en nitrito o nitrato ($NH_4^+ \rightarrow NH_3 \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$) (Celaya and Castellanos, 2011). Si las condiciones del medio son favorables para la oxidación de nitritos y nitratos, existirá un mayor riesgo de lixiviación de nitrógeno hacia aguas subterráneas, pues los iones amonio positivos pueden ser atraídos por partículas cargadas negativamente como arcillas y MO sólida, lo que disminuye la posibilidad de percollar, los iones amonio tenderán a percollar hasta que el intercambio catiónico del suelo sea satisfecho (Porta *et al.*, 2003).

La contaminación de aguas subterráneas con nitritos y nitratos es altamente preocupante, ya que pueden ocasionar cuadros graves en niños lactantes debido

a la perturbación que causa el nitrito en la hemoglobina, convirtiéndola en metahemoglobina, la cual fija muy poco el oxígeno; si bien, este efecto no es producido por los nitratos, estos pueden ser convertidos por la microflora intestinal en nitritos, por lo que la contaminación con cualquiera de estas partículas es preocupante (Ageitos *et al.*, 1980).

Los organismos autótrofos absorben nitrógeno mineralizado en forma de nitrato (NO_3^-) y lo reducen a grupos amino ($-\text{NH}_2$), es decir, a su forma orgánica. Este proceso corresponde a la asimilación del nitrógeno (Harrison, 2003) y es una vía por la cual se completa el ciclo. Otra vía por la cual se cierra el ciclo es mediante la desnitrificación ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$), este proceso devuelve el nitrógeno fijado a la atmosfera por procesos de respiración microbiana (Cerón and Aristizábal, 2012).

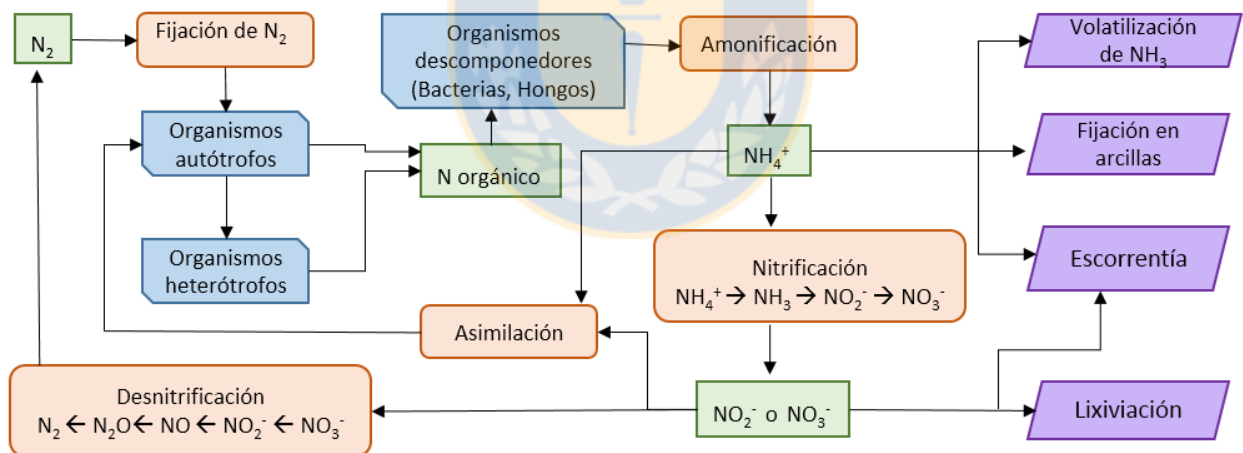


Figura 5. Esquema del ciclo del nitrógeno.
Adaptado de Cerón and Aristizábal, 2012.

1.5.7. Ciclo del fósforo en el suelo

El fósforo es fundamental para la vida en el planeta, forma parte de las moléculas de adenosín trifosfato (ATP), la principal fuente de energía de los seres vivos; además, integra las moléculas de ácidos nucleídos (ADN y ARN) y fosfolípidos (Zaror, 1998). Los compuestos del fósforo presentan por lo general baja solubilidad y volatilidad (Fernández, 2011).

El fósforo es liberado a cuerpos de agua por procesos como meteorización, lixiviación, erosión y extracción industrial (Figura 6) (Cerón and Aristizábal, 2012). Esta última actividad se ha incrementado en los últimos años con el uso excesivo de fertilizantes y detergentes (González, 2005).

Si bien, no existe una atribución directa que la presencia de fósforo en cuerpos de agua sea perjudicial para la salud como es el caso del nitrógeno, la presencia de fósforo es fundamental para la eutrofización de cuerpos de agua, pues este fenómeno requiere de ambos nutrientes. El nitrógeno es muy abundante por su presencia en la atmósfera, en cambio el fósforo posee la mayor parte de sus reservas en rocas, por su menor concentración en el ecosistema, es a menudo citado como el nutriente limitante en la eutrofización (Ramírez *et al.*, 2012), proceso que ocasiona un aumento en la MO presente en el cuerpo de agua, lo que conlleva una alta demanda de oxígeno para la degradación de esta y finalmente la disminución excesiva de oxígeno disuelto, causando la muerte de los organismos en el ecosistema, por lo que determinar la lixiviación del fósforo es fundamental a la hora de tomar medidas para proteger el medio ambiente.

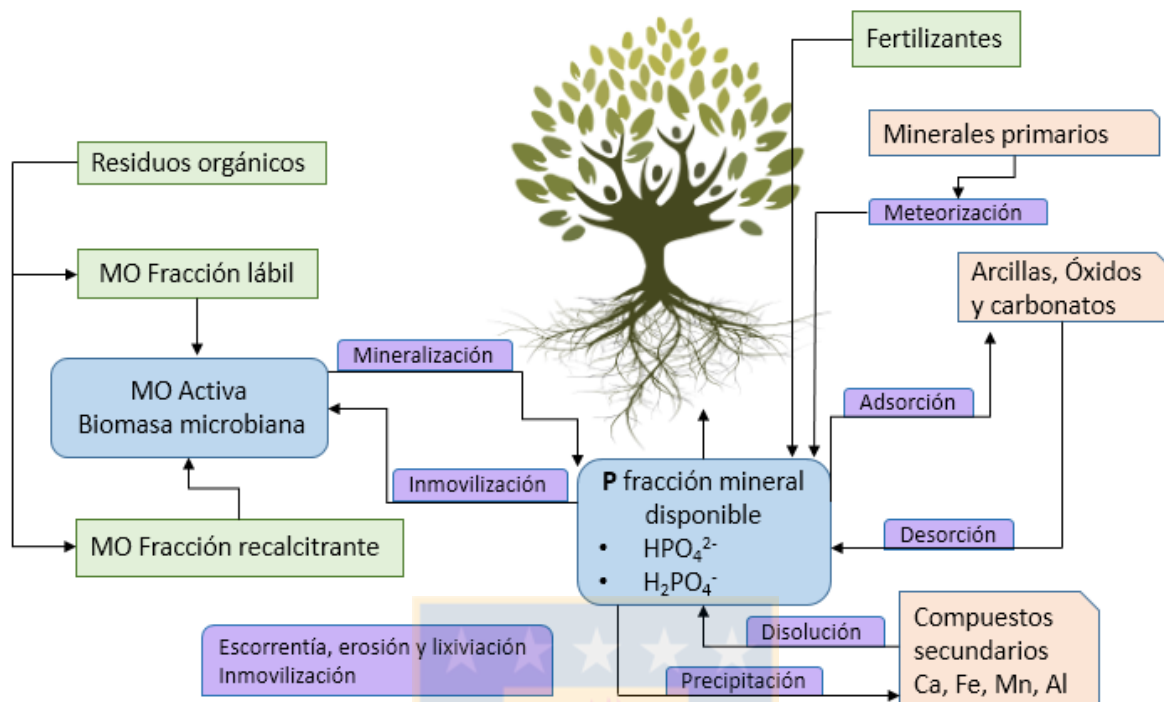


Figura 6. Relaciones entre el ciclo del fósforo y los compartimentos orgánicos y minerales.

Adaptado de Cerón, E. and Aristizábal, F. 2012.

1.5.8. Lixiviación de nutrientes

La lixiviación es el fenómeno de desplazamiento de sustancias solubles causado por el movimiento de agua desde la superficie del suelo hacia las profundidades (Arévalo and Zambrano, 2007). Los nutrientes descienden arrastrados por el agua, a una velocidad que dependerá de la concentración del nutriente en el suelo, cantidad e intensidad de la precipitación, velocidad de infiltración, capacidad de almacenamiento de agua por el suelo, textura de suelo (Navarro and Navarro, 2003), tasa de absorción de nitrógeno del cultivo, profundidad de suelo, drenaje y del conjunto de las interacciones entre esos factores (Decau *et al.*, 2004; Estrada *et al.*, 2007), Según Montoya y Martin (2005), en los análisis de lixiviación en

columnas de suelo, los factores con mayor influencia son la granulometría de suelo y el largo de las columnas.

La lixiviación es la causante de pérdidas de grandes cargas de fertilizante, pues los arrastra a horizontes inferiores del suelo, a donde no llegan las raíces de los cultivos. La cubierta vegetal del suelo sirve de protección contra la lixiviación, cuando el hombre la destruye, este proceso se acelera considerablemente y la retención de nutrientes en la zona radical (zona en que se extienden las raíces de las plantas) se interrumpe. Otros promotores de la lixiviación son los fertilizantes con elevada acidez y el riego excesivo (González and Pomares, 2008).



2. HIPÓTESIS

Debido a la alta eficiencia que el pre-tratamiento secuencial de ultrasonido seguido por un tratamiento térmico a baja temperatura causa en la digestión anaeróbica, se sospecha que ésta acelera la mineralización de nutrientes, generando una mayor lixiviación de estos, por lo tanto, la hipótesis planteada es:

“Los biosólidos provenientes de digestión anaeróbica con pre-tratamiento tendrán una tasa de lixiviación y cinética de nutrientes mayor que los procedentes de digestión anaeróbica sin pre-tratamiento”.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo General

Evaluar el efecto del pre-tratamiento sobre la lixiviación de nitrógeno y fósforo de biosólidos provenientes de digestión anaeróbica, en un suelo franco-limoso.

3.2. Objetivos Específicos

- Determinar la tasa de lixiviación de nitrógeno y fósforo en una columna rellena de suelo franco limoso, alimentado con diferentes cargas de biosólidos provenientes de digestión anaeróbica con y sin pre-tratamiento.
- Determinar la cinética de nitrógeno en una columna rellena de suelo franco limoso, alimentado con diferentes cargas de biosólidos provenientes de digestión anaeróbica con y sin pre-tratamiento.
- Analizar el balance de nitrógeno, fósforo y materia orgánica en las columnas rellenas de suelo franco limoso, alimentado con diferentes cargas de biosólidos provenientes de digestión anaeróbica con y sin pre-tratamiento.

4. METODOLOGÍA

4.1. Materiales

4.1.1. Biosólidos

Los lodos sanitarios utilizados corresponden a una mezcla con una razón 1:1 de lodo primario y secundario proveniente desde la PTAS del Gran Concepción, perteneciente a la empresa ESSBIO S.A., ubicada en la comuna de Hualpén, Región del Biobío, Chile.

La estabilización del lodo sanitario se llevó a cabo según los métodos descritos en Neumann *et al.* (2018). Donde la DA se realizó en dos digestores mesófilos (37°C) a escala de laboratorio semi-continuos. Mientras, el proceso de pre-tratamiento consistió en la aplicación secuencial de ultrasonido, utilizando un homogeneizador ultrasónico UP200ST (Hielscher Ultrasonics GmbH, Germany) a 26 kHz, y posteriormente se aplicó tratamiento térmico, el cual se realizó a 55°C en una incubadora Gerhardt Thermoshake (Gerhardt GmbH and Co., Alemania) durante un período de 8h y con 70rpm de agitación continua, la caracterización del lodo luego de cada fase del pre-tratamiento se describe en el Anexo 4.

El biosólido que constituyó el sistema con pre-tratamiento (CP) fue estabilizado mediante el pre-tratamiento descrito y posteriormente digerido anaeróticamente. Mientras que el biosólido que compuso el sistema sin pre-tratamiento (SP) solo se trató mediante digestión anaeróbica. Ambos biosólidos fueron generados anticipadamente por el grupo GIBA y almacenados a 4°C hasta la aplicación en las columnas de suelo.

Previo a la instalación de las columnas se realizó una caracterización de ambos biosólidos según los métodos descritos en la sección “4.2.3. Determinación de parámetros”.

4.1.2. Suelo

El suelo utilizado fue extraído desde las coordenadas $36^{\circ}48'53.6''\text{S}$ $72^{\circ}59'05.5''\text{W}$, que corresponden al límite Este de la ciudad de Concepción, aledaño a la Ruta 146, en la Región del Biobío y a una profundidad máxima de 50 cm (Figura 7), lo que corresponde al horizonte orgánico de suelo. Se eligió este sector por poseer un suelo del tipo franco-limoso según Inostroza, 2004 (Anexo 5), pues el tamaño intermedio de las partículas favorecerá una permeabilidad y retención de lixiviado moderada (Chartier, 2011), además, es un suelo recurrente en la Región del Biobío y Región de Ñuble según la publicación 121 de CIREN del año 1999, por lo que será representativo de la zona.



Figura 7. Extracción de suelo desde las coordenadas $36^{\circ}48'53.6''\text{S}$ $72^{\circ}59'05.5''\text{W}$.

Para asegurar que el suelo presenta un tamaño de partículas franco limoso, se determinó la granulometría del suelo siguiendo el método de análisis de partículas

a través de difracción láser, indicado por la ISO 13320, para esto se utilizó un equipo Mastersizer 3000 (Figura 8), luego se clasificó su textura considerando que una partícula de tamaño entre 2,00 y 0,05 mm corresponde a arena; entre 0,050 y 0,002 mm a limo; e inferiores tamaños a arcilla (Sandoval *et al.*, 2003). Cabe destacar que inicialmente la muestra fue tamizada a 2mm para no dañar el equipo.



Figura 8. Análisis granulometría de suelo, equipo Mastersizer 3000.

Previo a la instalación de las columnas de suelo, se debe confirmar que este no está contaminado por fertilizantes o exceso de nutrientes. Longeri *et al.* (2001) indican que el NH_4^+ fijado en el suelo producto de la aplicación de fertilizantes amoniacales corresponde en promedio al 48 del N mineral en este, considerando, además, el NH_4^+ nativo (fijado durante el proceso de formación del suelo), el NH_4^+ ocupa en promedio el 68 del N mineral presente en suelos fertilizados. Por esta razón, se consideró la concentración de amonio para descartar una posible contaminación por exceso de nutrientes en el suelo a utilizar.

Se disolvió una fracción de suelo en agua destilada en tres razones diferentes:

- a) 1:2 (50 g de suelo y 100 g de agua destilada).
- b) 1:5 (20 g de suelo y 100 g de agua destilada).
- c) 1:10 (10 g de suelo y 100 g de agua destilada).

Cada solución fue agitada en el equipo Magnetic Stirrer de manera constante (Figura 9), se tomó muestra a los 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90, 120 y 1.440 minutos (Anexo 6) para separar los nutrientes de la fracción sólida, a continuación, se determinó la concentración de amonio en el suelo por medio del método del fenol descrito en la sección “4.2.3. Determinación de parámetros”.



Figura 9. Solución de suelo con agua destilada en agitador magnético.

4.1.3. Columnas de suelo

Una columna de suelo permite realizar ensayos de flujo y transporte de contaminantes u otras sustancias a través de un suelo. Se utilizaron columnas de PVC de 25 cm de alto y 7,2 cm de diámetro (Figura 10), las columnas fueron

creadas según los estándares indicados por Powelson and Mills (2001) y Guber *et al.* (2005). Cabe destacar que esta técnica se basó en el estudio realizado por Chartier and Vidal (2014).



Figura 10. Columnas de suelo instaladas.

4.2. Métodos de trabajo

El experimento se realizó durante once semanas, tiempo suficiente para liberar todo el nitrógeno fácilmente mineralizable (Figuerola *et al.*, 2012).

Para asemejar las condiciones de las columnas de suelo al ambiente de Región del Biobío y Región de Ñuble, se aplicó a las columnas una “lluvia artificial” que consistió en un riego con agua destilada. Se determinó una intensidad de riego equivalente a la intensidad de precipitación de las regiones en los meses más lluviosos.

Se calculó un promedio de precipitación mensual basado en los informes “Resumen de precipitaciones por estación” (INE, 2018) de las comunas de Concepción; Cañete; Los Ángeles; Laja; Mulchen y Tucapel, para el periodo de 2000 – 2017; el cual arrojó que en la Región del Biobío y Región de Ñuble durante los meses más lluviosos (Junio, Julio y Agosto) una precipitación aproximada de 219,5 mm mensual (31 días). Para mantener un abastecimiento de agua constante, se determinó realizar el riego cada 48 horas, con una intensidad de 7,08 mm por día; lo que al considerar el área superficial de las columnas (40,7 cm²) se obtiene un volumen de 28,81 ml por día.

El lixiviado fue recolectado en un recipiente bajo la columna, el cual se retiró en su totalidad dos veces por semana para realizar los respectivos análisis y evaluar la evolución del contenido de nutrientes semanal.

4.2.1. Preparación de sistemas

En primer lugar, fue necesario rellenar las columnas con el suelo franco limoso previamente homogenizado y tamizado con un tamiz de 2mm. Para esta acción se utilizó el método “*Packed soil columns*” descrito por Lewis and Sjöstrom (2010). El cual utiliza suelos que han sido excavados o "alterados" y luego rellenos en un contenedor rígido y compactado, para obtener columnas de suelo con alta homogeneidad y baja tasa de infiltración.

En los primeros 20cm de la columna de suelo se agregó 940g de suelo franco limoso en pequeñas porciones con una cuchara, presionando constantemente para obtener una densidad de 1,15 g/ml (OCDE, 2004).

Se establecieron cinco sistemas con distintas cargas de biosólidos (Figura 11), las cuales son indicadas por el artículo 23 del Decreto Supremo 4, como “Tasa máxima de aplicación de lodos según la cantidad de metales pesados contenidos en el suelo receptor” en donde se indica que las cargas máximas de aplicación son de 30 y 90 ton/ha. Si bien este estudio no tiene relación con la cantidad de

metales pesados, es la única cantidad de referencia legal para la aplicación de biosólidos en suelos que existe en el país.

Luego de montar las columnas de suelo estas se saturaron con agua destilada para asegurar la generación de lixiviado, para esto se adicionó 435 ml de agua, cantidad necesaria para llegar a 1,5 veces la máxima capacidad de retención de humedad dentro de cada columna de suelo (Arias et al., 2004). Cabe destacar que la capacidad de retención de humedad de las columnas se determinó previamente agregando un volumen conocido de agua a columnas de suelo idénticas a las utilizadas en cada sistema, se esperó a que terminara de escurrir y se restó el volumen lixiviado del volumen total (CSIC, 2016).

Sistemas utilizados:

- SP 90: Columna de suelo rellena con suelo franco limoso y lodo proveniente de digestión anaeróbica sin pre-tratamiento en una carga de 90 ton/Ha por año en base a materia seca.
- SP 30: Columna de suelo rellena con suelo franco limoso y lodo proveniente de digestión anaeróbica sin pre-tratamiento en una carga de 30 ton/Ha por año en base a materia seca.
- CP 90: Columna de suelo rellena con suelo franco limoso y lodo proveniente de digestión anaeróbica con pre-tratamiento en una carga de 90 ton/Ha por año en base a materia seca.
- CP 30: Columna de suelo rellena con de suelo franco limoso y lodo proveniente de digestión anaeróbica con pre-tratamiento en una carga de 30 ton/Ha por año en base a materia seca.
- Sistema de control: Columna de suelo rellena con suelo franco limoso sin ningún tipo de biosólido. Se utiliza para monitorear la cantidad de nutrientes que podrían estar contenidos naturalmente en el suelo.

Cada sistema consistió en 2 columnas de suelo (replicas), las cuales se mantuvieron a temperatura ambiente y se les aplico agua destilada cada 48h desde el día 1 hasta el día 74.

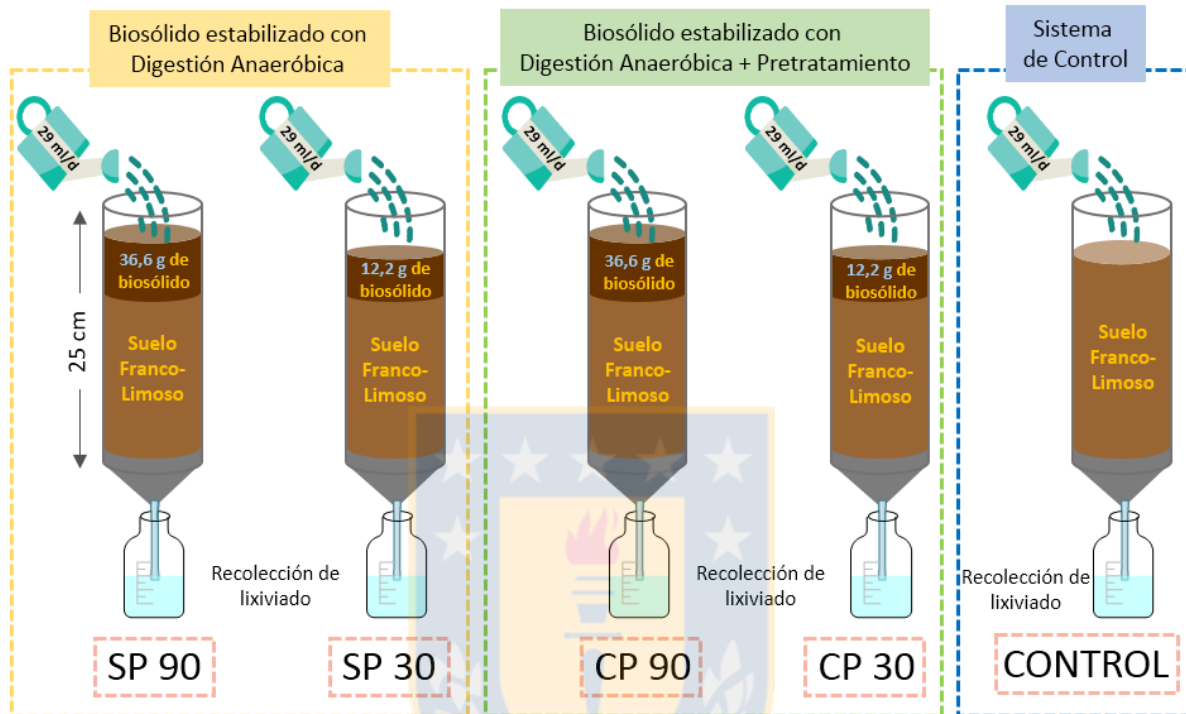


Figura 11. Esquema de los sistemas de columnas de suelo utilizados.

SP 30: sin pre-tratamiento y carga de 30 ton/ha; SP 90: sin pre-tratamiento y carga de 90 ton/ha; CP 30 : con pre-tratamiento y carga de 30 ton/ha; CP: con pre-tratamiento y carga de 90 ton/ha; CONTROL: sistema sin biosólido.

4.2.2. Monitoreo

Previo a la instalación de las columnas se realizó una caracterización físico-química del suelo y del biosólido del sistema CP y SP, la cual consistió en un análisis de sólidos volátiles (SV); sólidos totales (ST); pH; conductividad eléctrica (CE); contenido de nitrógeno total (N_t); contenido de nitrógeno del amonio ($N-NH_4^+$); contenido de nitrógeno del nitrito ($N-NO_2^-$); contenido de nitrógeno del nitrato ($N-NO_3^-$); contenido de fósforo total (P_t); contenido de fósforo del fosfato ($P-PO_4^{3-}$),

potasio total (K), nitrógeno total kjeldahl (NTK), carbono orgánico total (COT) y DQO_s.

Luego de la instalación de los sistemas, se analizó el lixiviado durante las siguientes 11 semanas mediante las técnicas explicadas en la sección “4.2.3. Determinación de parámetros”.

- Parámetros analizados 2 veces por semana: pH; CE; N-NH₄⁺; N-NO₂⁻; N-NO₃⁻
- Parámetros analizados una vez por semana: P-PO₄⁻³, NTK, COT y DQO_s.

Cabe destacar que previo al análisis del lixiviado recolectado se determinó el volumen de este, para así determinar la tasa de lixiviación y la masa total de nutrientes.

Posterior a las 11 semanas de operación, se desmontaron las columnas para su posterior análisis. En primer lugar, se pesó todo el contenido de las columnas de suelo (Figura 12) con una balanza SF-400, luego se depositó dentro de un envase 150 g de muestra homogenizada con 300 g de agua destilada, se ultrasónico durante 7 minutos en un sonicador p-selecta (Morato *et al.*, 2005) para así liberar los nutrientes que podrían estar adheridos a las partículas. Posteriormente se separó la fracción líquida de la sólida mediante una centrifuga Sigma (2-6E), programada a 3900rpm durante 10min, utilizando el procedimiento propuesto Standard Methods (APHA, 2005). Finalmente se analizó contenido de N_t; N-NH₄⁺; N-NO₂⁻; N-NO₃⁻; P_t; P-PO₄⁻³, NTK, COT y DQO_s.



Figura 12. Proceso de desmonte de columnas de suelo utilizadas y preparación para análisis finales.

4.2.3. Determinación de parámetros

Los parámetros mencionados en el punto anterior se determinaron según las siguientes técnicas:

- Para la determinación de pH y CE se utilizó un instrumento multiparamétrico portátil OAKTON (PC650). La técnica consiste en introducir el electrodo conectado al multiparamétrico dentro de la muestra asegurándose que el equipo se encuentre limpio y calibrado semanalmente. En el caso del suelo, se debe realizar una solución de 2g de suelo en 20ml de agua destilada y dejar reposar la solución por 10 minutos, luego se mide el pH y la CE a la solución, el resultado será equivalente al del suelo (APHA, 2005).
- Para la determinación de ST y SV se utilizó el procedimiento descrito en Standard Methods (APHA, 2005). La masa de la muestra fue determinada en una balanza analítica Precisa (XB 120A). La determinación de ST, se basó en el secado de la muestra usando una estufa Memmert (54L)

programada a una temperatura de 103 a 105°C durante 24 h y posteriormente se registró su peso. Luego, para la determinación de SV, la muestra seca se expuso a 550°C durante 1 h en una mufla JSR (JSMF-30T) registrando el peso del residuo.

- Para la determinación de DQO se utilizó el método 5220D propuesto por Standard Methods (APHA, 2005). Se empleó un digestor HACH (45600-02) a 150°C donde se mantuvieron las muestras por 2 horas para luego medir en un espectrofotometro UV-VIS Shimadzu (UV-1800) a 600 nm de absorbancia.
- El contenido de N_t , P_t y K se determinó usando test de cubeta (Figura 13) SPECTROQUANT (1.14763.0001) y (1.14729.0001).



Figura 13. Test de cubeta SPECTROQUANT para nitrógeno total (izquierda) y fósforo total (derecha).

- Las concentraciones de $N-NH_4^+$; $N-NO_2^-$; $N-NO_3^-$ y $P-PO_4^{3-}$, se determinaron mediante un análisis de colorimetría descrito en Standard Methods (APHA, 2005), utilizando un espectrofotometro UV-VIS Shimadzu (UV-1800).
- La concentración de nitrógeno total kjeldahl (NTK), se determinó utilizando los equipos Digestor kjeldahl GERHARDT (TT652) y Destilador kjeldahl GERHARDT (Vapodest 30s) (Figura14), mediante la técnica 4500-N descrita en Standard Methods (APHA, 2005).



Figura 14. Equipo utilizado en la medición de nitrógeno total kjledahl.

- La concentración de COT se determinó mediante el procedimiento 5310 descrito en Standard Methods (APHA, 2005). Utilizando un equipo analizador de COT SHIMADZU (TOC-L CPU).

4.3.4. Análisis estadístico de resultados.

Los datos se analizaron mediante el software estadístico InfoStat versión 2008. Para determinar la existencia de similitudes entre sistemas, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, que es un análisis de varianza no paramétrico que permite comparar las esperanzas de dos o más distribuciones sin necesidad de realizar el supuesto que los términos de error se distribuyen normalmente. Todos los análisis se realizaron con un nivel de significancia de 95%.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Caracterización del biosólido

En la Tabla 6 se presenta la caracterización físico-química del biosólido que compone el sistema CP y SP. El pH de ambos biosólidos se mantiene cercano a la neutralidad variando entre 6,85 y 7,25. La materia orgánica medida como DQO soluble del sistema CP es cerca de 4% mayor que la del sistema SP, debido a que el pretratamiento secuencial, aumenta de 458 a 1030% y 252 a 674% las concentraciones solubles de carbohidratos y proteínas y, estas a su vez presentan efectos significativos sobre la solubilización de DQO (Neumann *et al.*, 2018). En ambos biosólidos, alrededor del 70% del nitrógeno total correspondió a nitrógeno orgánico. Con respecto a los nitratos, estos fueron aproximadamente un 6% más abundantes en el biosólido CP que en el SP. Referente al fósforo total, en el biosólido CP se observa que un 95% de este se encuentra en su forma mineralizada, mientras que en el biosólido SP solo el 72% corresponde a fosfatos.

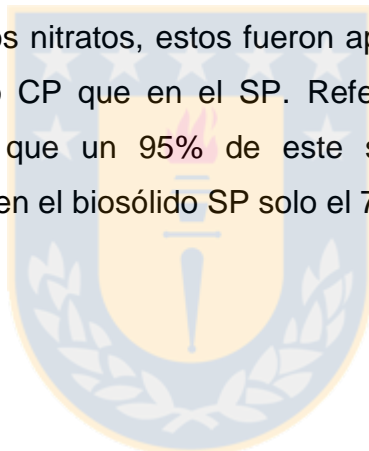


Tabla 6. Caracterización físico-químico del biosólido.

Parámetros	Unidad	Promedio SP	D.E. SP	Promedio CP	D.E. CP
pH	-	7,15	0,11	7,05	0,20
CE	mS/cm	2,83	0,18	2,45	0,65
DQO _s	g/L	18,01	8,32	21,47	7,23
K	g/L	0,66	0,04	0,71	0,02
Humedad	%	88,85	0,42	87,19	0,95
MO	%	67,89	0,23	64,54	0,19
ST	g/L	111,45	4,16	128,14	9,54
SV	g/L	75,68	3,16	82,68	6,03
N _t	g/L	3,66	0,26	3,75	1,00
N-NTK	g/L	2,44	1,05	2,53	0,78
N-NH ₄ ⁺	g/L	0,54	0,02	0,64	0,10
N-NO ₂ ⁻	mg/L	5,74	1,37	6,73	3,29
N-NO ₃ ⁻	g/L	0,08	0,06	0,26	0,09
P _t	g/L	0,65	0,01	0,80	0,01
P-PO ₄ ⁻³	g/L	0,47	0,04	0,76	0,12
COT	%	53,00	0,01	69,00	0,01
CI	%	47,00	0,01	31,00	0,01

D.E.: desviación estándar; SP: biosólido estabilizado solo con digestión anaeróbica; CP: biosólido estabilizado con pre-tratamiento y digestión anaeróbica; CE: conductividad eléctrica; DQO_s: demanda química de oxígeno soluble; MO: materia orgánica; ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles; N_t: nitrógeno total; NTK: nitrógeno total kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrógeno del amonio; N-NO₂⁻: nitrógeno del nitrito; N-NO₃⁻: nitrógeno del nitrato; P_t: fósforo total; P-PO₄⁻³: fósforo del fosfato; COT: carbono orgánico total; CI: carbono inorgánico.

5.2. Caracterización del suelo

En la Figura 15 se muestra un mapa taxonómico de la Región del Biobío y Región de Ñuble; en donde se muestra el punto de extracción de suelo, el cual correspondería a ordenes taxonómicos de inceptisoles (suelos de desarrollo incipiente que forman inclusiones entre las regiones V y VIII) y alfisoles (suelos con buen grado de evolución). Se trabajó con el horizonte de suelo A y orgánico, pues se extrajo hasta una profundidad de 50 cm.

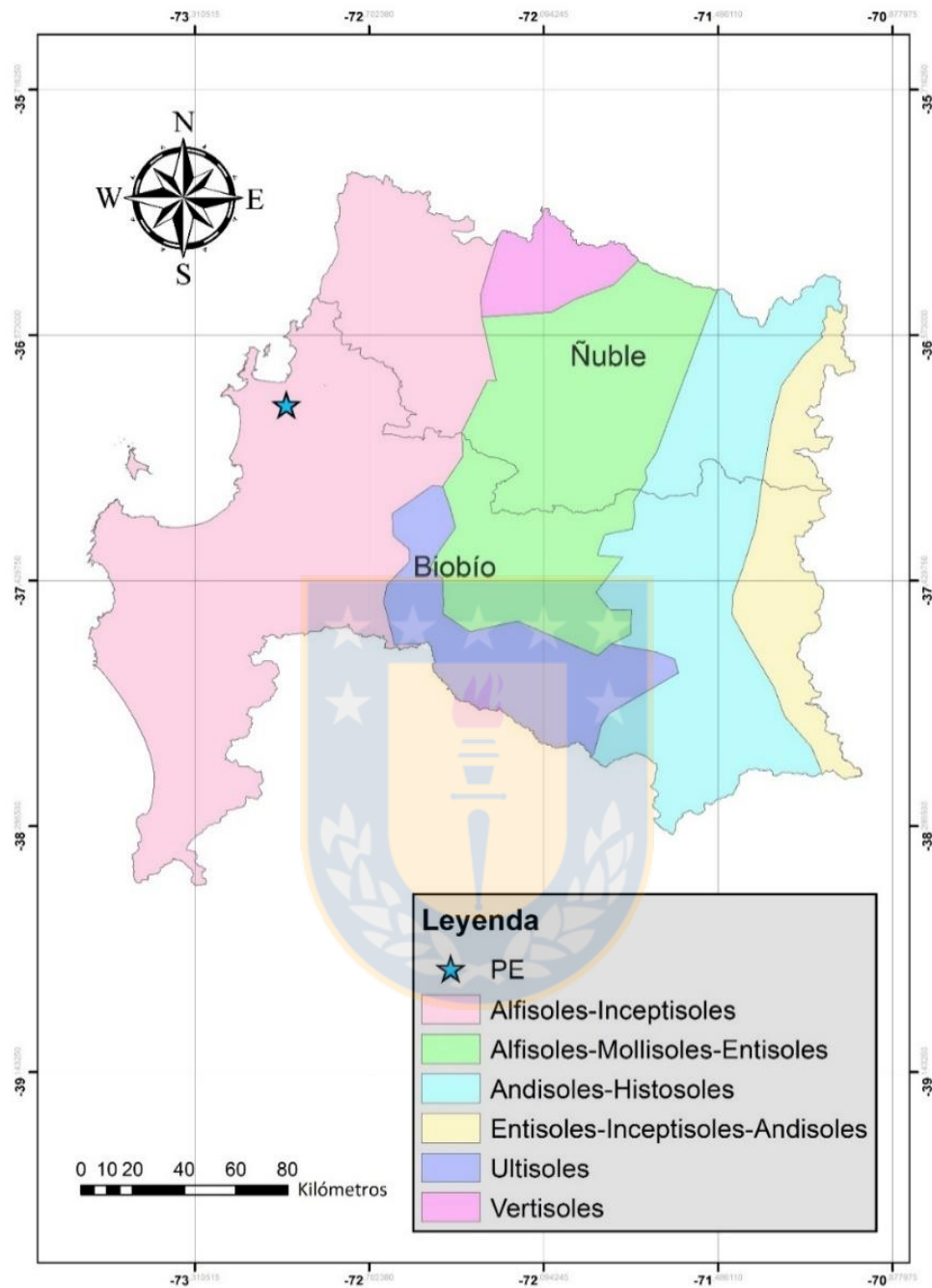


Figura 15. Mapa de órdenes taxonómicos en la Región del Biobío y Región de Ñuble.

PE: punto de extracción de suelo utilizado en el estudio.

Adaptado de CIREN, 2014; Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo and INE, 2019.

5.2.1. Análisis granulométrico

De acuerdo al análisis granulométrico realizado al suelo, este presenta una textura media, clasificando como franco limoso (Tabla 7), por lo que es representativo de la granulometría de las regiones de Ñuble y del Biobío y por ende apto para este estudio.

Tabla 7. Caracterización granulométrica del suelo.

Parámetros	Porcentaje de suelo (%)
Arcilla	4
Limo	60
Arena	36

5.2.2. Contenido de amonio

El análisis inicial de nitrógeno en el suelo arrojó un promedio de 1,6 mg de $N-NH_4^+$ por kg de suelo, lo que indica una baja concentración de nitrógeno disponible (Vidal, 2016), por ende, se descarta una contaminación de nutrientes por exceso de fertilizantes en el suelo a utilizar y se considera apto para el experimento.

5.2.3. Análisis físico-químico

En la Tabla 8 se presenta la caracterización físico-química del suelo. Se observa un contenido de humedad del 17%, un pH ligeramente ácido que varía de 6,00 a 6,76 y una conductividad eléctrica de 23 $\mu S/cm$ que lo clasifica como “no salino” (SAG, 2011). El porcentaje promedio de materia orgánica del suelo es 6,98mg/kg, se considera alto según la clasificación de Rosen *et al.* (1998), quien indica que un porcentaje de materia orgánica menor a 3,2 mg/kg es bajo, de 3,1 a 4,5 mg/kg medio y mayor a 4,6 mg/kg alto. Cabe destacar que el porcentaje de materia orgánica se encuentra dentro del rango esperable para un suelo franco limoso seco, el cual varía entre 0,6 - 15 mg/kg (FAO, 2009).

El fósforo orgánico del suelo corresponde al 55% del fósforo total, lo que significa un estado de mineralización término medio, considerando que el porcentaje del fósforo orgánico en el suelo puede variar desde un 5 a un 95% (Mishra et al., 2017); el cual dependerá de la actividad biológica, temperatura, humedad, acidez y el grado de desarrollo del suelo (Pellegrini, 2017). La forma nitrogenada más abundante en el suelo correspondió al nitrato, ocupando un 83% de la sumatoria de estas. Marx *et al.* (1999) establece rangos de concentración de nitratos en suelo, considerando que concentraciones menores a 10 mg/kg son bajas, de 10 a 20 mg/kg medias, de 20 a 30 mg/kg altas y mayores a 30 mg/kg excesivas. La concentración de nitrato en el suelo analizado de 42,42 mg/kg cabe dentro del rango “excesivo”; lo que no es un resultado anormal, pues Iriarte (2007) analizo el contenido de nitratos en suelos de la Región de O'Higgins, obteniendo que el 34,5% de las muestras de suelo con profundidad ente 0 a 20cm tienen una concentración excesiva de nitratos, aumentando a un 47% de las muestras entre 20 a 50cm, e indica que este porcentaje aumenta en suelos con alto contenido de materia orgánica y texturas medias a finas. Es preciso mencionar que los valores promedio de nitrógeno total son inferiores a la sumatoria de formas nitrogenadas, esto puede deberse a las diferentes técnicas utilizadas en la medición de parámetros, errores de manipulación y/o detección.

Tabla 8. Caracterización físico-química del suelo.

Parámetros	Unidad	Promedio	D.E.
pH		6,40	0,40
CE	μS/cm	23,11	0,31
DQO _s	g/L	0,34	0,13
K	mg/L	7,80	0,30
Humedad	%	16,65	0,64
MO	%	6,98	0,45
ST	g/L	833,49	6,36
SV	g/L	58,23	3,65
N _t	mg/L	38,00	10,60
N-NTK	mg/L	8,07	0,01
N-NH ₄ ⁺	mg/L	1,18	0,88
N-NO ₂ ⁻	mg/L	0,40	0,53
N-NO ₃ ⁻	mg/L	42,42	9,30
P _t	mg/L	0,75	0,45
P-PO ₄ ⁻³	mg/L	0,34	0,01
COT	%	82,00	0,01
CI	%	18,00	0,01

D.E.: desviación estándar; CE: conductividad eléctrica; DQO_s: demanda química de oxígeno soluble; MO: materia orgánica; ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles; N_t: nitrógeno total; NTK: nitrógeno total kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrógeno de amonio; N-NO₂⁻: nitrógeno de nitrito; N-NO₃⁻: nitrógeno de nitrato; P_t: fósforo total; P- PO₄⁻³: fósforo de fosfato; COT: carbono orgánico total; CI: carbono inorgánico.

5.3. Tasa de lixiviación de nitrógeno y fósforo

El porcentaje de retención semanal se mantuvo relativamente constante en todos los sistemas, con mínimas que variaron de 7 a 13% y máximas que variaron de 17 a 21%. Henríquez (2011) menciona el aumento en la retención de agua, causado por la adición de materia orgánica al suelo, por lo que es probable que tiempo de lixiviación fuera más breve en el sistema control y mayor en los sistemas con carga equivalente a 90 ton/ha, sin embargo, para el intervalo de tiempo de una semana, no se observan diferencias significativas en las tendencias (Figura 16).

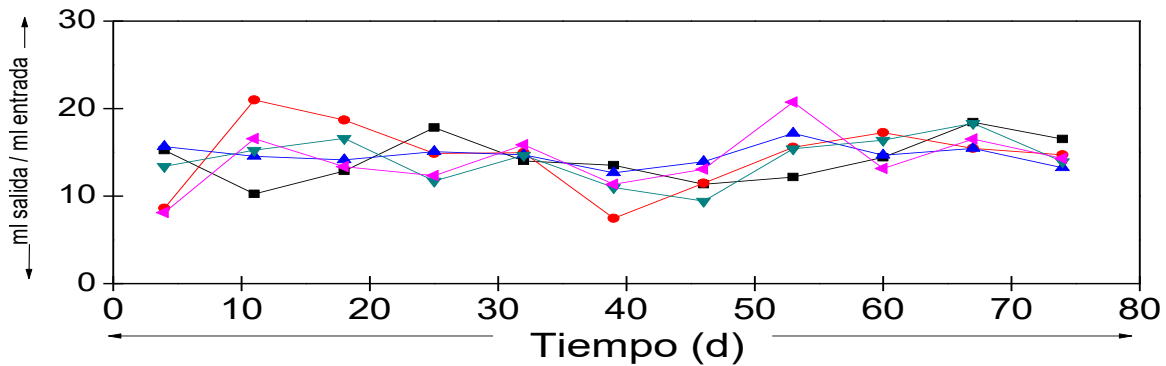


Figura 16. Porcentaje de retención de agua semanal.

SP 30(■): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90(●): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30(▲): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90(▼): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CONTROL (◄): sistema sin biosólido.

El pH del lixiviado se mantuvo relativamente estable cercano a 6 variando entre 5,5 y 6,7 (Figura 17), el cual era el pH inicial del suelo, por lo que la adición de biosólidos no afectó a este en ningún sistema.

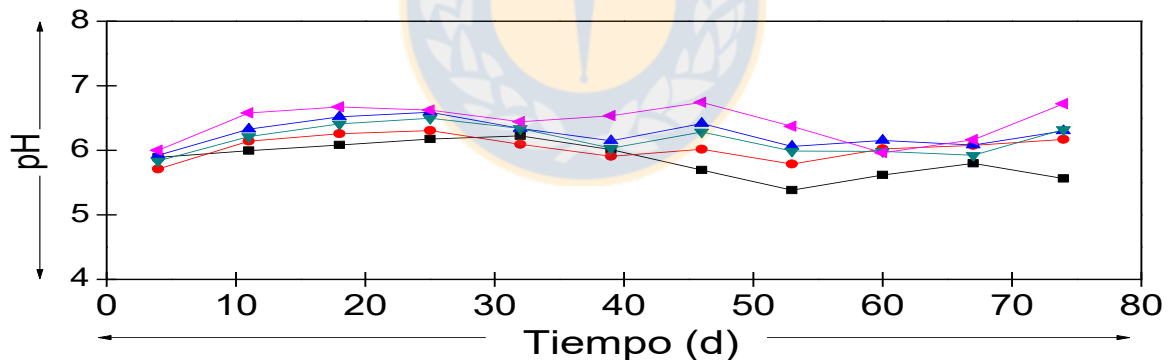


Figura 17. pH del lixiviado del día 1 al día 74.

SP 30(■): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90(●): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30(▲): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90(▼): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CONTROL (◄): sistema sin biosólido.

Con respecto a la conductividad se observan dos *pick* durante el periodo de muestreo, sin embargo, siempre se mantuvo un rango bajo, el cual no superó los 500 uS/cm, el valor mínimo de conductividad en agua potable. El primer *pick*

ocurrió en las dos semanas iniciales (Figura 18 a) y, se atribuye a la alta concentración de materia orgánica en el lixiviado, la cual fue superior a 150 mg/L en todos los sistemas durante este periodo (Figura 18 b), pues se ha demostrado la existencia de una fuerte correlación entre MO y CE (Simón *et al.*, 2013). López and Sainz (2011) indican que el aporte de purines al suelo, durante las fases iniciales tras su aplicación (aproximadamente tres semanas), genera un aumento en los valores de conductividad eléctrica a causa de la alta concentración de materia orgánica, situación que se ve reflejada en los resultados de este estudio.

La lixiviación de la materia orgánica disuelta puede mover consigo nutrientes y metales pesados (Zhou and Wong, 2001; Xiaoli *et al.*, 2007; Ashworth and Alloway, 2008) esto aumentaría el porcentaje de sólidos disueltos en el lixiviado, lo que finalmente se traduce en el aumento de conductividad, ya que en soluciones acuosas, el valor de la conductividad eléctrica es directamente proporcional a la concentración de sólidos disueltos, por lo tanto, cuanto mayor sea dicha concentración, mayor será la conductividad (Ramírez *et al.*, 1997).

El segundo *pick* de conductividad ocurrió en todos los sistemas con biosólido durante la quinta y séptima semana, coincidiendo con un aumento en la lixiviación de nitrógeno (Figura 18c). Esta relación tiene sentido, pues la conductividad eléctrica es una medida indirecta la cantidad de iones en solución (Goyenola, 2007), y el *pick* en la concentración de nitrógeno lixiviado en este periodo, corresponde principalmente a los iones nitrito y nitrato.

Con respecto al análisis de conductividad en el lixiviado durante las once semanas de monitoreo, las medias de los sistemas SP 30 y CP 30 no son significativamente diferentes ($p > 0,05$); de igual manera, las medias de los sistemas SP 90 y CP 90 no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

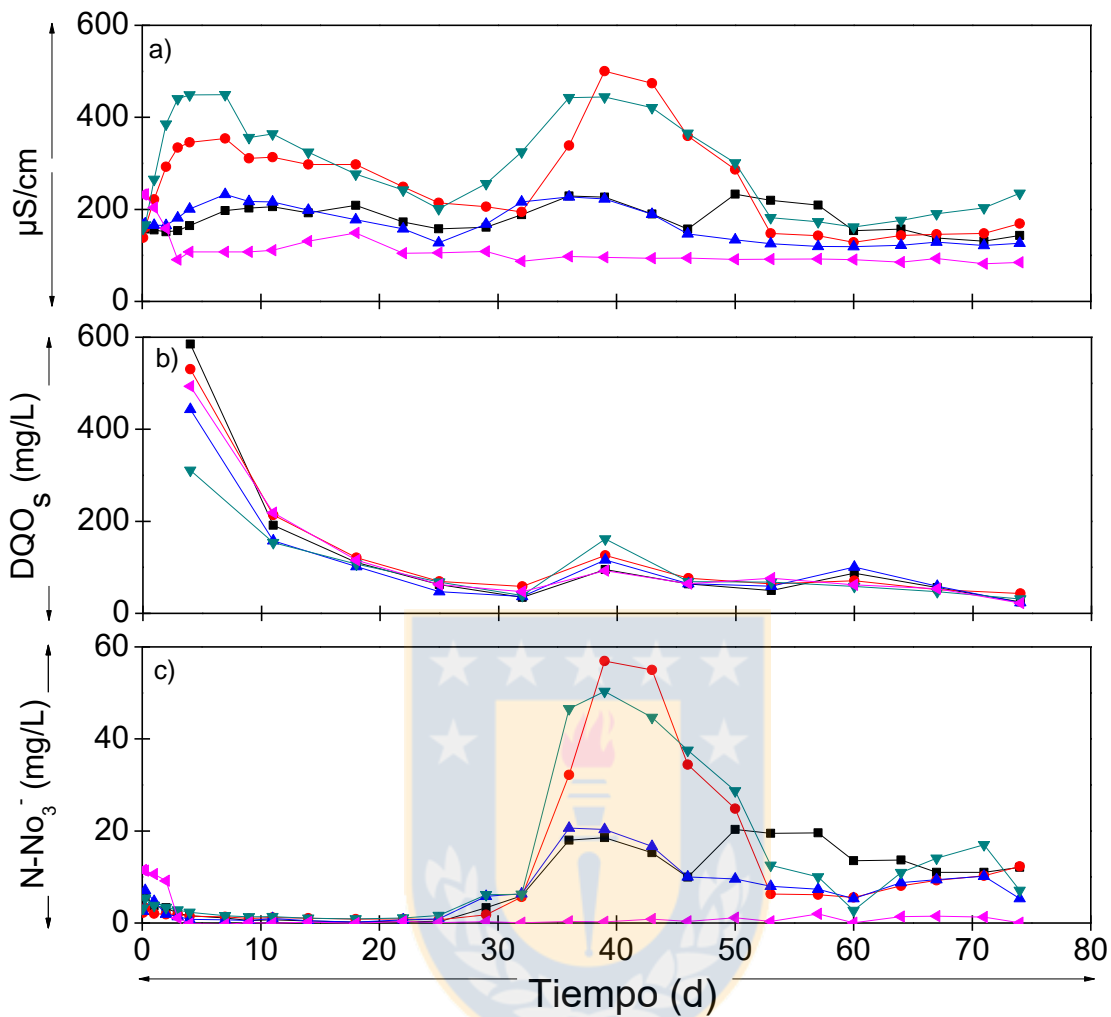


Figura 18. Relación de la conductividad eléctrica con el porcentaje de materia orgánica y concentración de ion amonio.

a): Conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$; b): demanda química de oxígeno en mg/L ; c): concentración de ion nitrato en mg/L ; SP 30(■): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90(●): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30(▲): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90(▼): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CONTROL (◄): sistema sin biosólido.

Sobre la lixiviación de P-PO_4^{-3} , se observó relativamente constante en todos los sistemas durante el tiempo de monitoreo con valores de lixiviación menores a 0,01mg por semana (Figura 19 b). A pesar de las bajas concentraciones las cuales variaron desde 0,005 mg/L a 0,334 mg/L , solo el 16% de los datos registrados fueron inferiores a 0,01 mg/L el valor de error de la técnica utilizada para medir la

concentración de $P-PO_4^{-3}$. Fernández (2011) indica que el ion $P-PO_4^{-3}$ es retenido por diversos componentes del suelo, siendo menos móvil que el nitrato y su lixiviación hacia horizontes profundos del suelo, se hará notable solo cuando este alcance un valor crítico de la concentración de fósforo producto de décadas de fertilización fosfatada, orgánica o mineral. Esta situación explica las bajas concentraciones de $P-PO_4^{-3}$ encontradas en el lixiviado, pues el suelo utilizado en el estudio no ha sido expuesto a fertilización para fines agrícolas, por lo que no ha alcanzado su valor crítico de saturación, teniendo aun capacidad de retener $P-PO_4^{-3}$.

Al analizar estadísticamente los datos, no se encuentra ninguna semejanza entre los registros de mg de $P-PO_4^{-3}$ en el lixiviado de cada sistema, sin embargo, al analizar la tasa de lixiviación de fósforo, se observa que las medias de los sistemas SP 90 y CP 90 no son significativamente diferentes ($p > 0,05$), lo mismo ocurre con las medias de los sistemas CP 30 y SP 30 entre sí, esto quiere decir que la tasa de lixiviación de fósforo no se ve influenciada por la aplicación de un pre-tratamiento en la digestión anaeróbica, sino por la carga de biosólido dispuesto en el suelo. Bravo *et al.* (2013) indican que existe una relación directamente proporcional entre dosis de fósforo aplicada y la cantidad adsorbida por el suelo, lo que explicaría la alta tasa de lixiviación de $P-PO_4^{-3}$ en el sistema control (Figura 19 a)), el cual poseía la menor cantidad de fósforo.

En cuanto a la lixiviación de nitrógeno, a partir de la semana cuatro (Figura 19 c)) se observa una diferenciación de los sistemas con biosólidos del sistema control ($p < 0,05$), la cual se mantiene hasta la semana once. El sistema con mayor lixiviación total de nitrógeno fue CP 90 con 30,3mg durante las once semanas de monitoreo, seguido por el sistema SP 90 con 28,0mg, luego los sistemas SP 30 y CP 30 con 19,4 y 14,7mg respectivamente y finalmente el sistema CONTROL con solo 3, mg de nitrógeno total. No se observa una lixiviación de nitrógeno mayor en los sistemas con biosólido CP, la principal diferencia entre sistemas se observa gráficamente (Figura 19 d) entre los días 39 y 46, en donde los sistemas con carga

equivalente a 90 toneladas por hectárea presentan una lixiviación de nitrógeno mayor al doble de los sistemas con carga equivalente a 30 toneladas por hectárea.

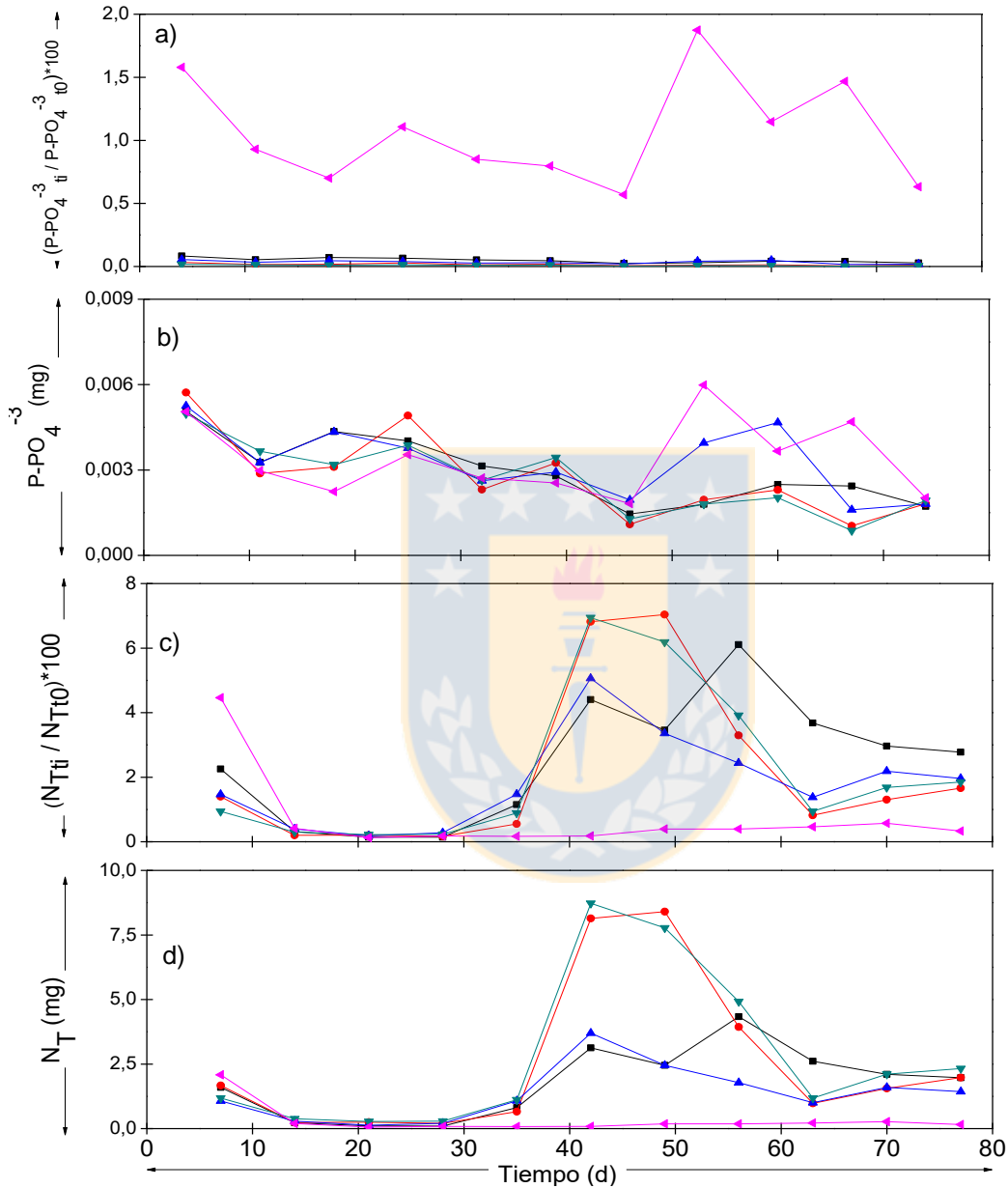


Figura 19. Tasa de lixiviación y lixiviación de nitrógeno total y fosfato en mg y en el tiempo.

a): tasa de lixiviación de fosfato; b): mg de fosfato presentes en l lixiviado; c): tasa de lixiviación de nitrógeno; d): mg de nitrógeno total presente en el lixiviado; SP 30(■): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90(●): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30(▲): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90(▼): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CONTROL (◄): sistema sin biosólido.

Figuroa *et al.* (2012) indica que, a partir de la cuarta semana, los sistemas con enmiendas orgánicas presentan una liberación de nitratos muy baja, debido a la inmovilización producida por bacterias nitrificantes, o sencillamente porque el material no puede mineralizar más nitrógeno. Esta afirmación se contradice con los resultados obtenidos en este experimento, pues durante las once semanas de análisis, la lixiviación de nitrógeno nunca se detuvo, lo que evidencia que este periodo de tiempo no fue suficiente para liberar toda la cantidad nitrógeno mineralizado presente en el sistema. Esta diferencia en los tiempos de mineralización de nitrógeno, se explica debido a las metodologías utilizadas, pues Figuroa *et al.* (2012) utilizaron un método de incubación, en el que los tubos de lixiviación se mantuvieron en condiciones ideales para los microorganismos encargados de la mineralización de nitrógeno, regulando la temperatura, humedad y añadiendo una solución nutritiva, lo que habría acelerado el tiempo de mineralización, en cambio en este estudio se mantuvieron las condiciones ambiente.

Desde la semana 4 hasta la semana 9, el porcentaje de nitrógeno orgánico no presenta medias significativamente diferentes entre los sistemas con biosólido ($p > 0,05$), situación que se repite para el porcentaje de nitratos. Durante las primeras tres semanas, el mayor porcentaje de nitrógeno en forma de nitratos en el lixiviado se observó en el sistema CP 90 con un 65% (Figura 20 a)), seguido por el sistema SP 90 con un 60%. El sistema control mantuvo durante todo el monitoreo el porcentaje de nitrógeno en forma de nitrógeno orgánico más alto, con un 65% durante las primeras 3 semanas, el cual se redujo a un 20% durante las semanas 7 8 y 9 (Figura 20 c); y finalmente se registró solo un 10% en las semanas 10 y 11 (Figura 20 d).

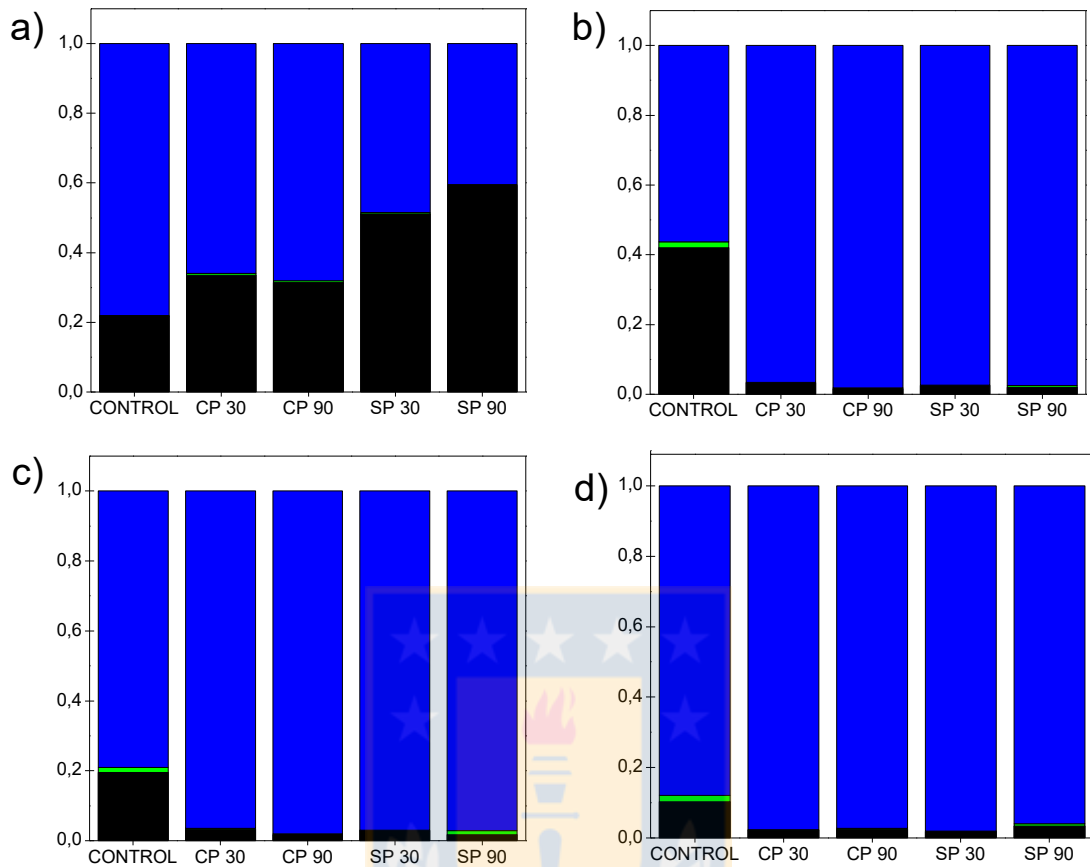


Figura 20. Porcentaje de formas de nitrógeno en el lixiviado.

■: N-NO₃⁻; ■: N-NO₂⁻; ■: N-NH₄⁺; ■: N-orgánico; a): periodo semana 1 a 3; b): periodo semana 4 a 6; c): periodo semana 7 a 9; d): periodo semana 10 y 11; SP 30: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30: con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90: con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CONTROL: sistema sin biosólido.

5.4. Cinética de nitrógeno

En la Tabla 9 se muestra la constante cinética de mineralización de nitrógeno (k) obtenida. Con respecto a la mineralización de NTK, se observa una k mayor en los sistemas SP, lo que significa una mayor velocidad en la formación de nitritos en comparación con el sistema CP. Esta diferencia se debe a la solubilización y al aumento de la actividad enzimática en los lodos de depuración, generada por el pre-tratamiento secuencial (Neumann *et al.*, 2018), el cual acelero la mineralización del nitrógeno orgánico dentro del reactor anaeróbico, aumentando

la concentración de nitritos y nitratos en el biosólido, pero disminuyendo la concentración de NTK, la cual correspondió al 25% de la sumatoria de formas nitrogenadas presentes en el biosólido CP, mientras que en el biosólido SP este porcentaje fue de un 29%. Esta situación habría generado una constante cinética menor en el sistema CP, pues la concentración de reactivos, es un factor fundamental en la velocidad de una reacción (Caneda, 1978).

Las constantes de mineralización de NTK varían entre $-0,917$ a $-1,724$ semana⁻¹, estas fueron más altas que las encontradas por Arrieche *et al.* (2009), las cuales oscilan entre $0,69$ y a $0,37$ semana⁻¹, esta situación se explica por la metodología utilizada, pues Arrieche *et al.* (2009) utilizó concentraciones de nitrógeno 10 veces más altas que las utilizadas en este estudio, lo que podría haber generado un aumento en la relación C/N optima, produciendo inmovilización neta de N (Perdomo and Barbazan, 2005). Además, la mineralización ocurrió en bolsas plásticas con cierres herméticos, lo que limitó el oxígeno disponible para la oxidación, en cambio este estudio se realizó en condiciones abiertas.

Tabla 9. Constante cinética de mineralización de nitrógeno (k) en semanas⁻¹.

	SP 30	SP 90	CP 30	CP 90	CONTROL
NTK	-1,724	-1,387	-0,917	-0,978	-1,104
N-NO₂⁻	0,1196	0,4505	-0,079	0,1197	-0,002
N-NO₃⁻	-0,054	0,3734	0,0421	0,1322	-0,497

SP 30: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30: con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90: con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CONTROL: sistema sin biosólido.

En la Figura 21 se muestra la cantidad de nitrógeno total Kjeldahl, nitrito y nitrato en mg, presentes en el lixiviado durante el tiempo de monitoreo, estos valores tienen una directa relación con las constantes cinéticas. Se aprecia la rápida disminución de masa de NTK en los sistemas SP 90 y SP 30, pasando de 1,2 y 0,9 mg respectivamente, a valores inferiores a 0,1 mg en menos de dos semanas

(Figura 21 a), situación que se relaciona con sus altas constantes de mineralización -1,387 y -1,724. El nitrito al ser un compuesto intermediario tiene una k cercana a cero en todos los sistemas, pues es producto y a la vez reactivo, solo en el sistema SP 90 se observa una tendencia notable a la formación de este compuesto (Figura 21 b) con una k de 0,4505 semana⁻¹ y una masa que triplica la de los demás sistemas durante la semana cinco y ocho. A partir de la semana cuatro se observa un aumento en la generación de nitratos (Figura 21 c), la forma nitrogenada más propensa a lixiviación. . El sistema control solo mostro k negativas, pues poseía una menor masa de nitrógeno inicial, la cual en su mayoría fue lixiviada en las primeras dos semanas.



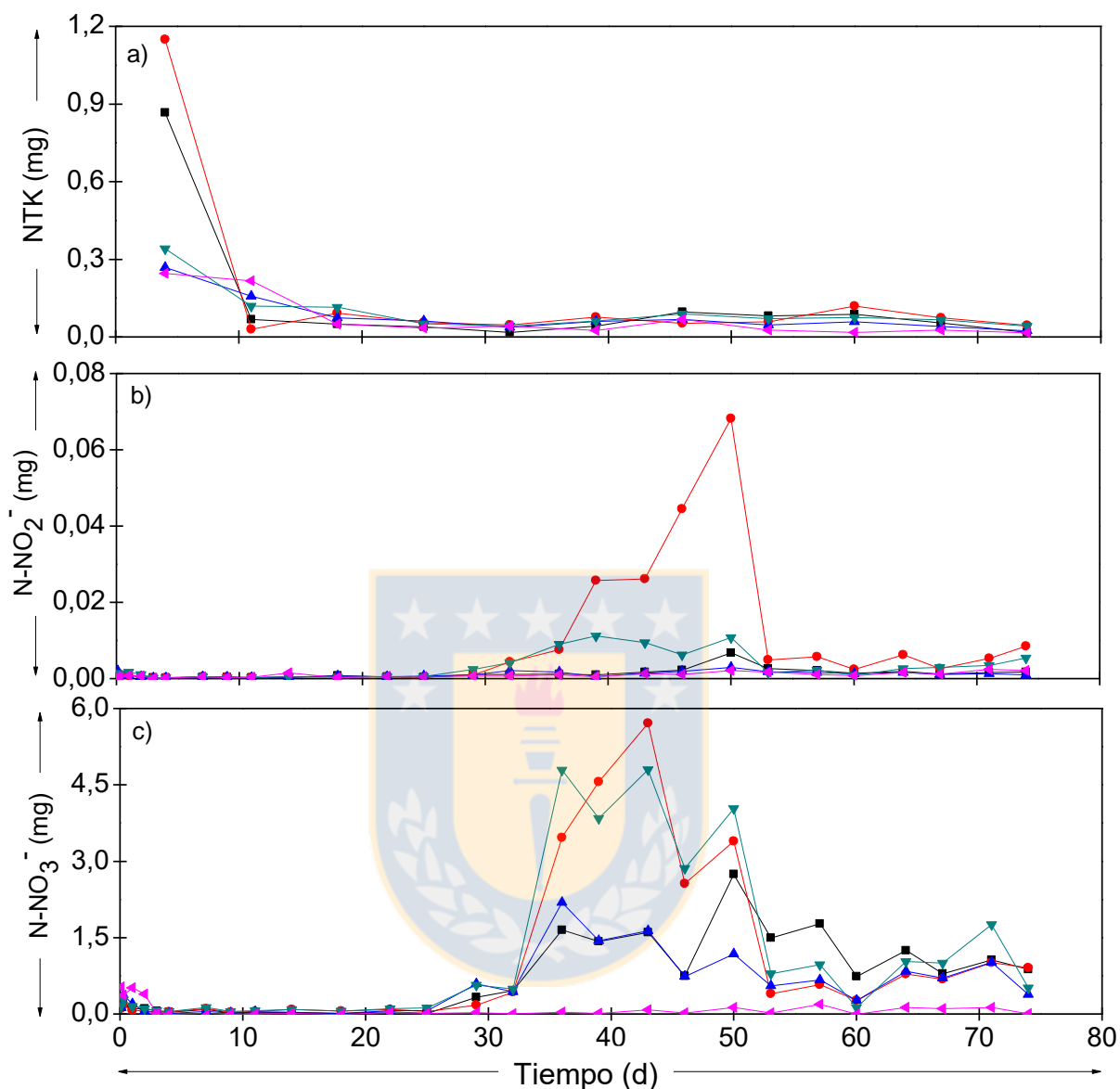


Figura 21. Lixiviación de formas nitrogenadas en mg en el tiempo.

a): mg de nitrógeno total Kjeldahl presentes en el lixiviado; b): mg de nitrito presentes en el lixiviado; c): mg de nitrato presentes en el lixiviado; SP 30(■): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90(●): sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30(▲): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90(▼): con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CONTROL (◄): sistema sin biosólido.

5.5. Balance de nitrógeno, fósforo y materia orgánica

5.5.1. Balance nitrógeno

En la Tabla 10, se muestra la cantidad en mg de las formas nitrogenadas de entrada (presentes en la columna de suelo en el día 1) y de salida (total lixiviado y retenido en columnas al día 77). En todos los sistemas con biosólido se observa un déficit en el balance de N-NH_4^+ mayor al 95%. Este fenómeno se puede atribuir a las pérdidas por volatilización de NH_3 , oxidación del N-NH_4^+ , o fijación en arcillas como catión de cambio y por materia orgánica en formas muy estables (Arrieche *et al.*, 2009), lo que habría limitado la liberación del N-NH_4^+ en el tratamiento ultrasónico aplicado con ese fin, por lo que la concentración real de este compuesto no fue registrada. Esta situación justificaría la baja retención de N-NH_4^+ registrada dentro de las columnas de suelo el día 77, la cual fue en todos los casos inferior al 4% y se contradice con lo indicado por Chartier *et al.* (2014), quien señala que un suelo franco limoso posee una retención de N-NH_4^+ mayor al 99%.

En todos los sistemas se observa un balance negativo de N-NO_2^- , lo que indica un aumento en la carga de este compuesto con respecto a la carga inicial dentro de la columna, esta situación se debe al aporte de N-NO_2^- por nitrificación de N-NH_4^+ . El N-NO_3^- , solo mostro un balance negativo en los sistemas con carga equivalente a 90 ton/ha, demostrando que el aumento en la carga de biosólido, potencia las condiciones oxidativas en el suelo (Porta *et al.*, 2003). Esta relación se debe al aumento en la carga de materia orgánica, la cual favorece la porosidad del suelo y a su vez, genera un mayor suministro de oxígeno (Céspedes and Milla, 2017).

Tabla 10. Balance de nitrógeno en mg.

Sistema	Parámetro	E	L	C	Balance
SP 30	N _t	69,6	29,2	4,1	36,3
	NTK	37,4	1,7	2,6	33,1
	N-NO ₂ ⁻	0,2	0,0	0,4	-0,3
	N-NO ₃ ⁻	32,1	27,4	1,1	3,6
	N-NH ₄ ⁺	6,7	0,0	0,1	6,6
SP 90	N _t	131,3	35,0	34,3	61,9
	NTK	96,9	2,1	4,7	90,2
	N-NO ₂ ⁻	0,3	0,4	0,3	-0,4
	N-NO ₃ ⁻	34,1	32,6	29,4	-27,9
	N-NH ₄ ⁺	19,9	0,0	0,0	19,8
CP 30	N _t	72,9	24,9	10,9	37,2
	NTK	38,5	1,1	9,1	28,3
	N-NO ₂ ⁻	0,2	0,0	0,4	-0,3
	N-NO ₃ ⁻	34,3	23,7	1,4	9,2
	N-NH ₄ ⁺	7,9	0,0	0,3	7,6
CP 90	N _t	141,2	39,5	44,3	57,4
	NTK	100,2	1,3	7,0	91,9
	N-NO ₂ ⁻	0,3	0,1	0,4	-0,2
	N-NO ₃ ⁻	40,7	38,0	36,9	-34,3
	N-NH ₄ ⁺	23,5	0,0	0,3	23,2
CONTROL	N _t	38,8	4,7	4,5	29,6
	NTK	7,6	1,1	4,2	2,3
	N-NO ₂ ⁻	0,1	0,0	0,3	-0,2
	N-NO ₃ ⁻	31,1	3,6	0,0	27,5
	N-NH ₄ ⁺	0,1	0,0	0,3	-0,2

E: mg de N el día 1 dentro de la columna considerando el aporte del suelo y el biosólido; L: sumatoria de mg de N recolectado en el lixiviado del día 1 hasta el día 77; C: mg de N dentro de la columna el día 77, considerando concentración y peso de esta; balance: cantidad de nitrógeno sin justificación; NTK: nitrógeno total kjeldahl; N_t: nitrógeno total; SP 30: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30: con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90 con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha.

5.5.2. Balance de materia orgánica

En la Tabla 11, se muestra la cantidad en mg de las DQO_s de entrada (presentes en la columna de suelo en el día 1) y de salida (total lixiviado y retenido en columnas al día 77). El porcentaje de lixiviación de DQO_s fue más alto en los sistemas sin pre-tratamiento, con valores de 41 y 31% para SP 30 y SP 90; mientras que en los sistemas con pre-tratamiento fue de 32 y 22% para CP 30 y CP 90.

En todos los sistemas con biosólido se mostró un déficit en el balance de materia, este correspondió solo al 6% en el caso de los sistemas con carga equivalente a 30 ton/ha, sin embargo, este valor se incrementó en los sistemas con mayores cargas de biosólido, alcanzado un 34 y 50% en SP 90 y CP 90. Es probable que este déficit corresponda a DQO_s que se adhirió a partículas dentro de la columna de suelo, perdiendo su característica de solubilidad y pasando a formar parte solo de la DQO total, parámetro que no se analizó en este estudio.

El sistema control presentó un balance de materia negativo, lo que indica un aumento la cantidad de DQO_s dentro del sistema durante las once semanas de muestreo, evidenciando una desagregación de la materia orgánica. Esta situación demuestra la degradación de suelo que sufrió el sistema control, en respuesta a las condiciones propicias a erosión (precipitaciones abundantes, intensas y frecuentes, sin la protección de una cubierta vegetal) a las que se vio expuesto. Sin embargo, los sistemas con biosólido presentaron una mayor resistencia a la erosión, coincidiendo con lo expuesto por Vega (2007), quien afirma que la disposición de biosólido en suelo, conforma una alternativa efectiva para mejorar la capacidad productiva y las condiciones de degradación de los suelos.

Respecto a la concentración de DQO_s en el lixiviado, todos los sistemas presentaron medias significativamente diferentes ($p < 0,05$); sin embargo, al analizar el porcentaje de retención, los sistemas SP 90 y CP 90 no presentan medias significativamente diferentes ($p > 0,05$), al igual que los sistemas SP 30 y

CP 30, lo que evidencia que el pre-tratamiento en la digestión anaeróbica no genera una disminución en la retención de DQO_s, a diferencia de la carga de aplicación de biosólido.

Tabla 11. Balance de materia orgánica soluble en mg.

Sistema	Parámetro	E	L	C	Balance
SP 30	DQO _s	539,3	218,8	290,1	30,3
SP 90	DQO _s	978,8	305,8	336,5	336,4
CP 30	DQO _s	581,5	187,7	359,2	34,5
CP 90	DQO _s	1105,4	243,4	314,7	547,1
CONTROL	DQO _s	319,6	144,3	418,8	-243,6

E: mg de DQO_s el día 1 dentro de la columna considerando el aporte del suelo y el biosólido; L: sumatoria de mg de DQO_s recolectado en el lixiviado del día 1 hasta el día 77; C: mg de DQO_s dentro de la columna el día 77, considerando concentración y peso de esta; Balance: cantidad de DQO_s sin justificación; SP 30: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30: con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90 con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha.

5.5.3. Balance de fósforo

En la Tabla 12, se muestra la cantidad en mg de las P-PO₄⁻³ de entrada (presentes en la columna de suelo en el día 1) y de salida (total lixiviado y retenido en columnas al día 77).

El sistema control presentó las mayores pérdidas de P-PO₄⁻³ por lixiviación con un 13% del P-PO₄⁻³ inicial, mientras que los sistemas con biosólido presentaron lixiviación inferior al 1% del P-PO₄⁻³ inicial, situación similar a la registrada por Núñez *et al.* (2002), donde se realizó un análisis de lixiviado proveniente de columnas de suelo alimentadas residuos orgánicos, obteniendo una retención de P-PO₄⁻³ mayor al 98%. Esta situación concuerda con lo mencionado por Bakr *et al.* (2015) quien afirma que la adición de enmiendas orgánicas, puede reducir significativamente la erosión y pérdida de nutrientes, principalmente fósforo.

Las pérdidas de fósforo pueden parecer irrelevantes al comparar el porcentaje lixiviado con el retenido por el suelo, pero son considerables en relación con sus efectos sobre masas de agua (Taylor and Kilmer, 1980), pues el umbral de eutrofización puede variar desde 0,01 a 0,1 mg/L Fernández (2011).

Los sistemas con carga equivalente a 90 ton/ha presentaron el porcentaje de P- PO_4^{-3} no justificado más alto, el cual correspondió a 97%, en los sistemas con carga equivalente a 30 ton/ha este porcentaje fue de un 90% y en el sistema control fue de un 26%. El porcentaje de P- PO_4^{-3} no justificado se puede atribuir al P- PO_4^{-3} adsorbido por el suelo, el cual no se vio reflejado en los resultados posteriores al desmonte de columnas, pues no logro ser removido de las partículas sólidas mediante el tratamiento ultrasónico.

Tabla 12. Balance de fosfato en mg.

Sistema	Parámetro	E	L	C	Balance
SP 30	P- PO_4^{-3}	6,05	0,03	0,60	5,42
SP 90	P- PO_4^{-3}	17,52	0,03	0,54	16,95
CP 30	P- PO_4^{-3}	9,59	0,04	0,87	8,68
CP 90	P- PO_4^{-3}	28,14	0,03	0,78	27,33
CONTROL	P- PO_4^{-3}	0,32	0,04	0,20	0,08

E: mg de P- PO_4^{-3} el día 1 dentro de la columna considerando el aporte del suelo y el biosólido; L: sumatoria de mg de P- PO_4^{-3} recolectado en el lixiviado del día 1 hasta el día 77; C: mg de P- PO_4^{-3} dentro de la columna el día 77, considerando concentración y peso de esta; balance: cantidad de P- PO_4^{-3} sin justificación; SP 30: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; SP 90: sin pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha; CP 30: con pre-tratamiento, con carga equivalente a 30 ton/ha; CP 90 con pre-tratamiento, con carga equivalente a 90 ton/ha.

6. CONCLUSIONES

- El nitrógeno total fue mucho más propenso a lixiviación que el fosfato. La masa de nitrógeno en el lixiviado se mantuvo en un rango de 0 a 9 mg/semana, alcanzando los niveles más altos a partir de la cuarta semana debido a la mayor concentración de nitritos y nitratos. La lixiviación de fosfato se mantuvo constante durante todo el monitoreo, con valores inferiores a 0,01 mg/semana. La principal diferencia entre los sistemas analizados con respecto a la lixiviación de nutrientes se atribuye a la carga y no al tipo de biosólido.
- La constante cinética de mineralización de NKT fue mayor en los sistemas SP. La alta generación de nitritos y nitratos dentro del sistema SP, compensa la baja concentración inicial de estos en comparación con el sistema CP, por lo que no se observan diferencias significativas en la concentración de nitritos y nitratos del lixiviado, debido a la aplicación de pre-tratamiento secuencial a la digestión anaeróbica.
- En general los sistemas con biosólidos mostraron una mayor resistencia a la erosión por pérdida de materia orgánica y fosfato. El balance de nitrógeno evidencia la existencia de N-NO_2^- producto de nitrificación dentro de las columnas de suelo; y sugiere que en los sistemas con carga equivalente a 90 ton/ha, presentaron mayores condiciones oxidativas del suelo. El porcentaje de retención de DQO_5 no se ve influenciado por el pre-tratamiento en la digestión anaeróbica, sino por la carga de biosólido.
- En vista de lo anterior, se rechaza la hipótesis planteada “Los biosólidos provenientes de digestión anaeróbica con pre-tratamiento tendrán una tasa de lixiviación y cinética de nutrientes mayor que los procedentes de digestión anaeróbica sin pre-tratamiento”.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adekunle, F. and Okolie, J. 2015. A review of biochemical process of anaerobic digestion. *Advances in bioscience and biotechnology (ABB)*. 6, 205-212.
- Acosta, Y. and Abreu, M. 2005. La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*. 39, 35-48.
- Ageitos, A, Alvarez, S. and Sanchez, E. 1980. Nitratos en aguas subterráneas causa de metahemoglobinemia en lactantes. *Revista cubana de higiene y epidemiología*. 18, 227–35.
- Alcota, C. 2002. Acondicionamiento de biosólidos mediante compostaje (Tesis para optar al título de Ingeniero Civil). Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Santiago.
- American Public Health Association (APHA), American water works association (AWWA), pollution control federation (WPCF). 2005. Standard methods for examination of water and wastewater. 21th ed. Washington.
- Antonio, J., Ramos, F., Sánchez, L., Martínez, A., López, J. and Cuevas, M. 2011. Biorremediación de un suelo contaminado con petróleo mediante el empleo de bagazo de caña con diferentes tamaños de partícula. *Multiciencias*. 11, 136–145.
- Arango, O. and Sanches, L. 2009. Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*. 7, 24-31.
- Arevalo, J. and Zambrano, L. 2007. Implementación de un sistema autosostenible en la granja agropecuaria del municipio de cogua para el tratamiento de los vertimientos líquidos porcícolas (Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Ambiental y Sanitario). Universidad de La Salle. Bogota.
- Arias, S., Pérez, J., and Rueda, O. 2004. Lixiviación de nitratos en dos suelos al alterar sus propiedades físicas. *Revista EIA*. 2, 35-40.

- Arrieché, I., Ruiz, M., and Sánchez. 2009. Mineralización del nitrógeno en suelos cultivados con maíz, incubados con cachaza. San José, Costa Rica: XVIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo.
- Ashworth, D. and Alloway, B. 2008. Influence of dissolved organic matter on the solubility of heavy metals in sewage-sludge-amended soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 39, 538-550.
- Bakr, N., Elbana, T., Arceneaux, A., Zhu, Y., Weindorf, D. and Selim, H. 2015. Runoff and water quality from highway hillsides: Influence compost/mulch. *Soil & tillage research*, 150, 158-170.
- Baraño, P. and Tapia, L. 2004. Tratamiento de las aguas servidas: situación en Chile. *Ciencia & Trabajo*. 6, 111–117.
- Bravo, I., Montoya, J., and Menjivar, J. 2013. Retención y disponibilidad de fósforo asociado a la materia orgánica en un Typic Melanudands del departamento del Cauca, Colombia. *Acta Agronómica*. 62, 261-267.
- Brown, T., LeMay, E., Bursten, B., and Burdge, J. 2004. Química, la ciencia central. Novena edición. Editorial Pearson Educación. México.
- Caneda, R. 1978. Cinética química. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Madrid.
- Castro, P., Henríquez, O. and Freres, R. 2007. Posibilidades de aplicación de lodos o biosólidos a los suelos del sector norte de la región Metropolitana de Santiago. *Revista de geografía norte grande*. 37, 35-45.
- Cazier, E., Trably, E., Steyer, J. and Escudie, R. 2015. Biomass hydrolysis inhibition at high hydrogen partial pressure in solid-state anaerobic digestion. *Bioresource technology*. 190, 106–113.
- Cerón, E. and Aristizábal, F. 2012. Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Revista Colombiana de Biotecnología*. 14, 285–295.

- Céspedes, C. and Milla, P. 2017. Relevancia de la materia orgánica en el suelo. Marzo 28, 2019, de Biblioteca del Instituto de Investigaciones Agropecuarias de Chile. Sitio web: Biblioteca del Instituto de Investigaciones Agropecuarias de Chile
- Celaya, H. and Castellanos, A. 2011. Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana*. 29, 343-356.
- Chang, R. 2003. Química séptima edición. Editorial McGRAW-HILL, México.
- Chartier, C. 2011. Evaluación de la retención de bacterias Gram negativas entéricas lactosa positivo en columnas de suelo franco limoso, tras aplicación de purín de cerdo tratado anaeróbicamente y sin tratamiento (Tesis para optar al título de Bioingeniero). Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Biológicas. Chile.
- Chartier, C., López, D. and Vidal, G. 2014. Anaerobic technology influence on pig slurry biofertilization: Evaluation of enteric bacteria. *Water, air and soil pollution*. 225:1790
- Chen, X., Xiang, X., Dai, R., Wang, Y. and Ma, P. 2017. Effect of low temperature of thermal pretreatment on anaerobic digestion of textile dyeing sludge. *Bioresource technology*. 243, 426–432.
- CIREN. 1999. Publicación 121: Estudio Agrologico VIII Región. Chile: Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.
- CIREN. 2014. Capas de Información Geográfica asociadas al Estudio Agrológico de Suelos, Caracterización general de cada suelo, el estudio está realizado sobre ortofotos y la adecuación de la cartografía digitalizada por interpretación de imágenes satelitales. "CC BY 4.0 CIREN".

Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) and Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), Evaluaciones del desempeño ambiental: Chile 2016, Santiago.

CONAF. 2017. Superficies de uso de suelo regional. Febrero 26, 2019. De Ministerio de Agricultura de Chile. Sitio web: <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/catastro-vegetacional/>

Corrales, L., Antolinez, D., Bohórquez, J. and Corredero, A. 2015. Anaerobic bacteria: processes they perform and their contribution to life sustainability on the planet. *Nova*. 13, 55–81.

Davis, R. and Hall, J. 1997. Production, treatment and disposal of wastewater sludge in Europe from a UK perspective. *European water pollution control*. 2, 9-17.

Decau, M., Simon J. and Jacques, A. 2004. Nitrate leaching under grassland as affected by mineral nitrogen fertilization and cattle urine. *Journal of Environmental Quality*. 33, 637-644.

Dewil, R., Appels, L., Baeyens, J. and Degre, J. 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in energy and combustion science*. 34, 755–781.

Díaz, M., Espirita, S. and Molina, F. 2002. Microbiología de la digestión anaerobia. Universidad Nacional De Colombia, Instituto De Biotecnología, Colombia.

Ding, H., Chang, S. and Liu, Y. 2017. Biological hydrolysis pretreatment on secondary sludge: enhancement of anaerobic digestion and mechanism study. *Bioresource Technology*. 244, 989–995.

Empresa Andaluza GEDAR. 2018. Fangos activos. Octubre 3, 2018. Sitio web: <https://www.gedar.com/>

- Estrada, M., Nikolskii, I., Mendoza, J., Cristóbal, D., De la Cruz, E., Brito, N., Gómez, A., and Bakhlaeva, O. 2007. Lixiviación de nitrógeno inorgánico en un suelo agrícola bajo diferentes tipos de drenaje en el trópico húmedo. *Universidad y Ciencia*. 23,1-14.
- Fernández, M. 2011. Contaminación por fósforo procedente de la fertilización orgánica de suelos agrícolas. En *Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola* (p.2). Santiago de Compostela, Galicia, España: Departamento de Edafología e Química Agrícola.
- Figuroa A., Álvarez, J., Forero, A., Salamanca, C. and Pinzón, L. 2012. Determinación del nitrógeno potencialmente mineralizable y la tasa de mineralización de nitrógeno en materiales orgánicos. *Temas agrarios*. 17, 32–43.
- Fundación para el Desarrollo de la XII Región Magallanes (FIDE XII). 2002. Declaración de Impacto Ambiental: Sistemas de estabilización y aplicación en suelo de lodos no peligrosos en la XII Región. Sitio web: <http://seia.sea.gob.cl/busqueda/buscarProyectoAction.php?nombre=lodos&presentacion=DIA>
- Gardi, C., Dall'Olio, N., and Salata, S. 2013. *L'insostenibile consumo di suolo*. Edicom Edizioni. Monfalcone
- González, A. 2005. Evaluación de la carga de fósforo al Río Bogotá relacionado con el uso de detergentes en la capital (Proyecto de grado para optar el título de Ingeniera Ambiental). Universidad de Los Andes, Facultad de ingeniería, Bogotá.
- González, A. 2014. Estudio técnico-económico para la producción de biogás a partir de residuos agrícolas mediante digestión anaerobia (Trabajo Fin de Máster en Ingeniería Ambiental). Universidad de Sevilla. España.

- González, V. and Pomares, F. 2008. La fertilización y el balance de nutrientes en sistemas agroecológicos. Manual Técnico Fertilización y balance de nutrientes en sistemas agroecológicos, Sociedad española de agricultura ecológica. Catarroja. Valencia.
- Goyenola, G. (2007). Conductividad. Marzo 27, 2019, de Red de Monitoreo Ambiental Participativo de Sistemas Acuáticos Sitio web: http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/propuestas/red/curso_2007/cartillas/tematicas/Conductividad.pdf
- Guber, A., Shelton, D. and Pachepsky, Y. 2005. Transport and retention of manure-borne coliforms in soil. *Vadose zone journal* 4, 828–837.
- Han, D., Lee, C., Chang, S. and Kim, D. 2017. Enhanced methane production and wastewater sludge stabilization of a continuous full scale thermal pretreatment and thermophilic anaerobic digestion. *Bioresource technology*. 245, 1162–1167.
- Harrison, J. 2003. El Ciclo del Nitrógeno. Octubre 15, 2018. Sitio web: <https://www.visionlearning.com/en/library/Earth-Science/6/The-Nitrogen-Cycle/98>.
- Henríquez, O. 2011. Análisis y criterios mínimos para la aplicación de lodos tratados provenientes de plantas de tratamiento de aguas servidas en agrosistemas de la provincia de Melipilla, región Metropolitana (Tesis para optar al grado de magíster en gestión y planificación ambiental). Universidad de Chile, Santiago de Chile.
- Hernández, M. and Delgadillo, M. 2011. Aplicación del modelo ADM1 en la digestión anaerobia de aguas residuales y desechos sólidos. *Tumbaga*. 1, 29-42.
- Inostroza, G. 2004. Metodología de Estratificación y Zonificación de los Suelos de la Comuna de Concepción, mediante la aplicación de SIG (Proyecto de Título

presentado en conformidad a los requisitos para obtener el Título de Ingeniero Civil). Universidad del Biobío, Facultad De Ingeniería, Departamento Ingeniería Civil. Concepción.

Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). 2005. Proyecto Valorización de Lodos, como fertilizantes. Santiago, Chile.

Instituto de Ciencias Agrarias (CSIC). 2016. Ficha: Propiedades físicas del suelo, la capacidad de retención de agua. Octubre 22, 2018, de Ciudad Ciencia. Sitio web:
http://www.ciudadciencia.es/doc/files/agricultura%20sostenible%20en%20el%20aula/FICHA_PROPIEDADES_CC.pdf

Instituto Nacional de Estadísticas (INE). 2018. Informe Anual De Medio Ambiente. Chile.

Iriarte, A. 2007. Evaluación espacial de la lixiviación potencial de nitratos en suelos de la subcuenca del Río Cachapoal bajo (Memoria para optar al título profesional de Geógrafo). Universidad de Chile, Facultad de arquitectura y urbanismo. Santiago, Chile.

Jaramillo, D. 2002. Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Medellín.

Jones, R. 2003. Particle size analysis by laser diffraction: ISO 13320, standard operating procedures, and Mie theory. *American Laboratory*. 35, 44-47.

Kavitha, S., Jayashree, C., Kumar, S., Yeom, I. and Banu, J. 2014. The enhancement of anaerobic biodegradability of waste activated sludge by surfactant mediated biological pretreatment. *Bioresource technology*. 168, 159–166.

- Kiely, G. and Veza, J. 1999. Ingeniería ambiental fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión. McGraw-Hill Interamericana de España, España.
- Lewis, J. and Sjöstrom, J. 2010. Optimizing the experimental design of soil columns in saturated and unsaturated transport experiments. *Journal of contaminant hydrology*. 115, 1–13.
- Li, H., Li, C., Liu, W. and Zou, S. 2012. Optimized alkaline pretreatment of sludge before and anaerobic digestion. *Bioresource technology*. 123, 189–194.
- Longeri, S., Vidal, P., and Fernández, D. 2001. Fijación de amonio en seis suelos de la VIII Región de Chile. *Agricultura Técnica*. 61, 180-191.
- López, A. 2005. Manual de edafología. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola de la Universidad de Sevilla. España.
- López, M. and Sainz, M. 2011. Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola. Santiago de Compostela: Servizo de Publicacións e Intercambio Científico, Universidade de Santiago de Compostela.
- Luzio, W. 2010. Suelos de Chile. Universidad de Chile.
- Marx, E., Hart, J., Stevens, G. 1999. Soil test interpretation guide. Oregon State University. E.E.U.U.
- Metcalf and Eddy. 2003. Wastewater engineering treatment and reuse (4 ed.). McGraw-Hill, Nueva York, Estados Unidos.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA), Gobierno de Chile. 2016. Informe del Estado del Medio Ambiente 2016.
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia (MINSEGPRES), Gobierno de Chile. 2001. Norma: Decreto 90. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas

y continentales superficiales. Sitio web:
<http://leychile.cl/Navegar?idNorma=182637>.(recuperado el 16 de Enero, 2018)

Ministerio Secretaría General de la Presidencia (MINSEGPRES), Gobierno de Chile. 2009. Norma: Decreto 4. Reglamento para el manejo de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas servidas. Sitio web:
<http://www.leychile.cl/Navegar/?idNorma=1007456&idVersion=2010-04-26&idParte>. (recuperado el 10 de Enero, 2018)

Montoya M. and Martín M. 2005. Análisis de la Varianza (ANOVA) en Ensayos de Lixiviación de N-purín en Columnas Experimentales. Estudios de la Zona No Saturada del Suelo. 7, 15-21.

Morales, P. 2005. Digestión Anaerobia de Lodos de Plantas de Tratamiento de Aguas y su aprovechamiento (Tesis para optar al título de licenciatura en ingeniería química con área en ingeniería ambiental). Universidad de las Américas Puebla. México.

Morato, J., Codony, F. and Mass, J. 2005. Utilization of a packed-bed biofilm reactor for the determination of the potential of biofilm accumulation from water systems. *Biofouling*. 21, 151–160.

Mishra, G., Debnath, S., and Rawat, D. 2017. Managing phosphorus in terrestrial ecosystem: a review. *European Journal of Biological Research*. 7, 255-270.

Navarro, G. and Navarro, S. 2003. Química agrícola: El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Mundi-Prensa, Madrid, España.

Neumann, P., Barriga, F., Álvarez, C., González, Z. and Vidal, G. 2018. Process performance assessment of advanced anaerobic digestion of sewage sludge including sequential ultrasound–thermal (55° C) pre-treatment. *Bioresource technology*. 262, 42-51.

- Neumann, P., González, Z. and Vidal, G. 2017. Sequential ultrasound and low-temperature thermal pretreatment: process optimization and influence on sewage sludge solubilization, enzyme activity and anaerobic digestion. *Bioresource technology*. 234, 178–187.
- Núñez, A., López, E., Díaz, F. 2002. Pollution attenuation by soils receiving cattle slurry after passage of a slurry-like feed solution. Column experiments. *Bioresource technology*. 84, 229-236.
- OCDE (2004), Test No. 312: Leaching in Soil Columns, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, Sitio web: <https://doi.org/10.1787/9789264070561-en>.
- Oficina de estudios y Políticas Agrarias (ODEPA). Serie temporal precios insumos fertilizantes. Febrero 19, 2018, de Ministerio de Agricultura Sitio web: <http://www.odepa.gob.cl/precios>.
- Oficina Europea de Estadística (Eurostat). Producción y eliminación de lodos de aguas residuales de aguas residuales urbanas. Marzo 05, 2019, Sitio web: <https://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=en&pcode=ten00030>.
- Organización De Las Naciones Unidas Para La Agricultura Y La Alimentación (FAO). 2009. Guía para la descripción de suelos. Roma.
- Pellegrini, A. 2017. Fósforo en el suelo. Marzo 20, 2019, de Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata Sitio web: http://aulavirtual.agro.unlp.edu.ar/pluginfile.php/35407/mod_resource/content/1/TEMA%2013%20-%20F%20C%93SFORO.pdf
- Perdomo, C. and Barbazán, M. 2003. Área de suelos y aguas cátedra de fertilidad nitrógeno. Montevideo, Uruguay.

- Philippot, L. and Germon, J. 2005. Microorganisms in soils Roles in Genesis and Functions. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Germany 159-176 pp.
- Porta, J., Ramos, J. and Boixadera, J. 1994. Mechanical measures for runoff management and erosion control in the vineyards of North East Spain. Conserving Soil Resources: European perspective. EE. UU., pp. 369-378
- Porta, J., López, M. and Roquero, C. 2003. Edafología: para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa, Madrid.
- Porta, J., López, M. and Poch, R. 2014. Edafología: uso y protección de suelos. Mundi-Prensa, Madrid.
- Powelson, D. and Mills, A. 2001. Transport of escherichia coli in sand columns with constant and changing wátercontents. *Journal of environmental quality*. 30, 238–245.
- Ramírez, A., Restrepo, R. and Viña, G. 1997. Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulaciones y aplicación. *CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro*. 1, 135-153.
- Ramírez, J. González, R. and Gutiérrez, F. 2012. Establishment of limiting nutrient based on the changes of phytoplankton assemblage structure in a tropical Colombian reservoir. *Caldasia*. 34, 421-441.
- Rosen, C., Bierman, P., Eliason, R. 1998. Soil test interpretations and fertilizer management for lawns, Turf, Gardens, and landscape plants. Department of soil, water and climate. University of Minnesota. Extension service. E.E.U.U.
- Sandoval, M., Stolpe, N., Zagal, E., Mardones, M. and Montano, J. 2003. El secuestro de carbono en la agricultura y su importancia con el calentamiento global. *Theoria*. 12, 65-71.
- Servicio Agrícola Y Ganadero (SAG). 2011. Pauta para estudio de suelos. Marzo 10, 2019, de Gobierno de Chile Sitio web:

<https://www.sag.gob.cl/sites/default/files/pauta-para-estudio-de-suelos--mod-2016.pdf>

Shao, L., Wang, X., Xu, H. and He, P. 2012. Enhanced anaerobic digestion and sludge dewaterability by alkaline pretreatment and its mechanism. *Journal of environmental sciences*. 24, 1731–1738.

Silvestre, G. 2015. ¿Por qué la fermentación oscura puede ser una alternativa sostenible para valorizar residuos? Octubre 13, 2018. De AINIA. Sitio web: <http://www.ainia.es/insights/por-que-la-fermentacion-oscura-puede-ser-una-alternativa-sostenible-para-valorizar-residuos/>

Simón, M., Peralta, N. and Costa, J. 2013. Relación entre la conductividad eléctrica aparente con propiedades del suelo y nutrientes. *Ciencia del suelo*. 31, 45-55.

Spellman, F. 1997. Wastewater biosolids to compost. Technomic Publishing Company. Pennsylvania. 251 pp.

Staff, S. 2010. Keys to soil taxonomy. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service. Washington, DC.

Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo and INE. 2019. Líneas Interiores de la División Política Administrativa.

Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), Gobierno de Chile. 2017. Resultados de evaluación de plantas de tratamiento de aguas.

Tapia, F. and González, S. 2005. Lodos de plantas depuradoras de aguas servidas. *Tierra adentro*. 60, 10-16.

Taylor, A. and Kilmer, V. 1980. Agricultural phosphorus in the environment. En *The Role of Phosphorus in Agriculture*(pp.545-557). American Society of Agronomy: Alabama. USA. Van Bemmelen, J. 1890. Über die Bestimmung des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den colloïdalen Silikaten gebundenen

Kieselsäure, des Mangans usw im Ackerboden. *Die Landwirthschaftlichen Versuchs-Stationen*. 37, 279-290.

Vega, J. 2007. Análisis de las potencialidades de los suelos de la comuna de Melipilla, identificando zonas aptas para la disposición final de biosólidos, Región Metropolitana (Memoria para optar al título profesional de geógrafo). Universidad De Chile, Facultad de Arquitectura y Urbanismo Escuela de Geografía. Santiago- Chile.

Veluchamy, C. and Kalamdhad, A. 2017. Influence of pretreatment techniques on anaerobic digestion of pulp and paper mill sludge: a review. *Bioresource technology*. 245, 1206–1219.

Vidal, I. 2016. Interpretación análisis de suelos. Marzo 9, 2019, de Irrifer Ltda. Sitio web: <http://www.irrifer.cl/ficheros/Interpretacion20Analisis20de20suelos.pdf>

Xiaoli, L., Shuzhen, Z., Wenyong, W. and Honglu, L. 2007. Metal sorption on soils as affected by the dissolved organic matter in sewages sludge and the relative calculation of sewage sludge application. *Journal of Hazardous Materials*. 149, 399-407.

Zaror, C. 1998. Introducción a la ingeniería ambiental. Chile: Universidad de Concepción.

Zehr, J., Jenkins, B., Short, S. and Steward, G. 2003. Nitrogenase gene diversity and microbial community structure: a cross-system comparison. *Environmental microbiology*. 5, 539-554.

Zhou, L. and J. Wong. 2001. Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. *Journal of Environmental Quality*. 30, 878-883.



8. ANEXOS

Anexo 1

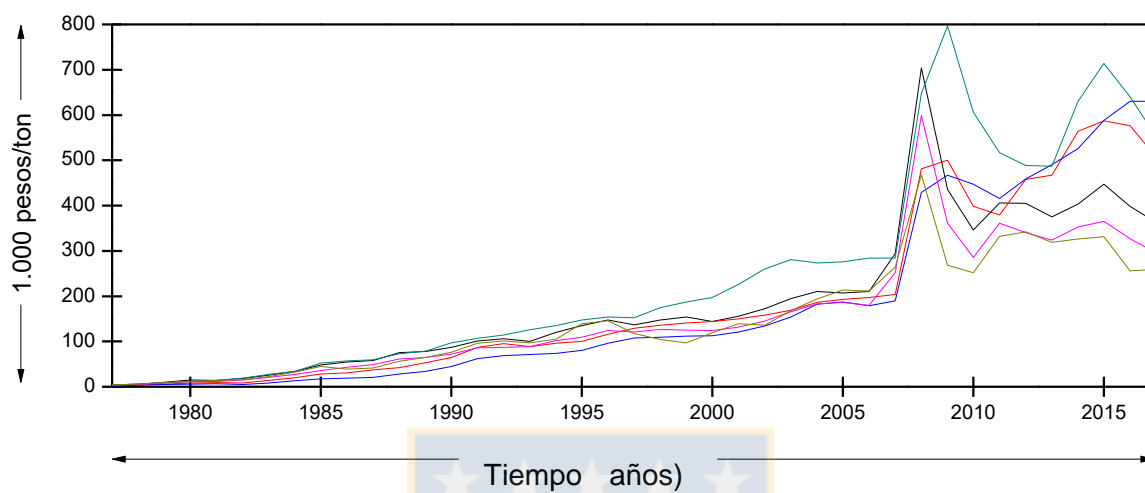


Figura 22. Evolución de insumos fertilizantes (pesos nominales sin IVA) desde el año 1977 hasta 2017.

(—): Fosfato de amonio; (—): Salitre potásico; (—): Salitre sódico; (—): Sulfato de potasio (—): Superfosfato triple; (—): Urea.

Adaptado de ODEPA, 2018.

Anexo 2

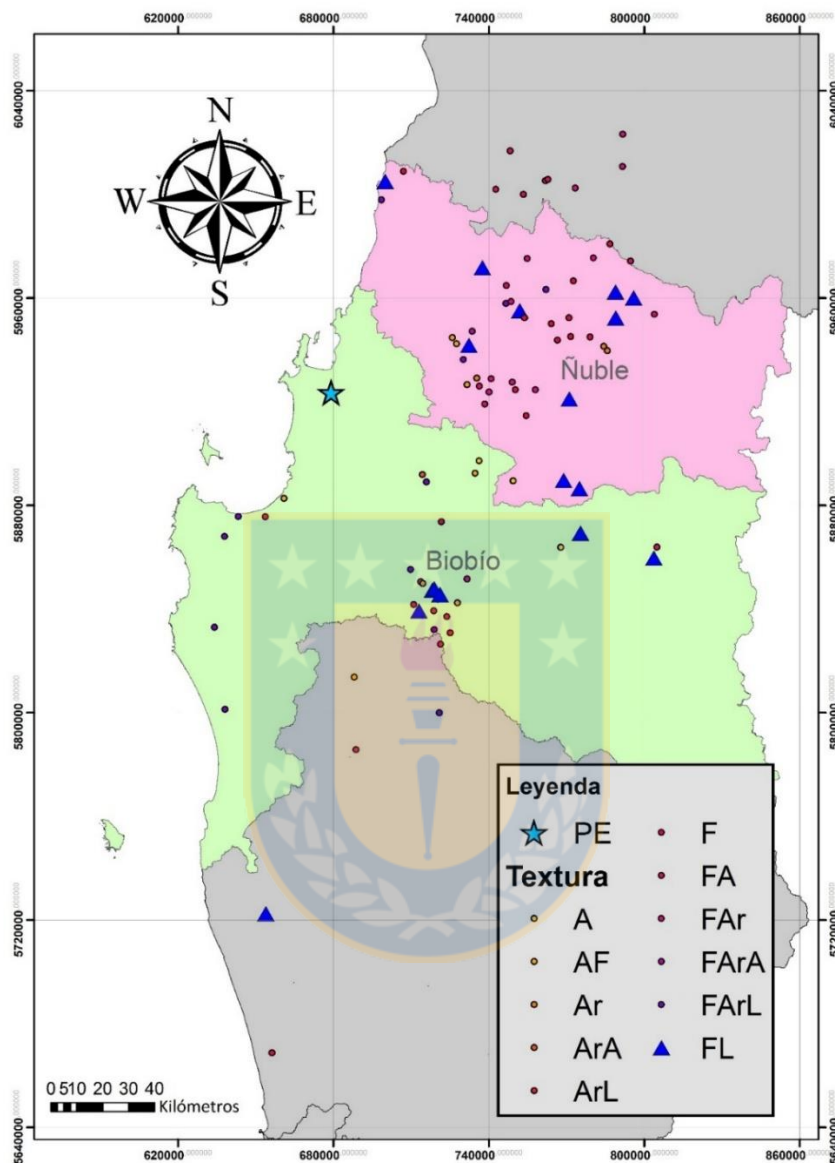


Figura 23. Mapa de caracterización de clases texturales de suelo en 91 series ubicadas en la Región del Biobío y Región de Ñuble.

PE: punto de extracción de suelo utilizado en el estudio; A: Arena; AF: Arena franca; FA: Franco arenoso; FA: Franco arenoso; FL: Franco limoso; L: Limo; FArA: Franco arcillo arenoso; Far: Franco arcilloso; FArL: Franco arcillo limoso; ArA: Arcillo arenoso; ArL: Arcillo limoso; Ar: Arcilloso.

Adaptado de publicación 121 de CIREN, 1999.

Anexo 3

Tabla 13. Caracterización granulometría de suelo en Región del Biobío y Región del Ñuble.

Serie	Clase Textural	Serie	Clase Textural
Serie Anilehue	Franco Limosa	Serie Macal Poniente	Franco Arenosa Muy Fina
Serie Antihuala	Franco Arcillo Limosa	Serie Manquel	Franco Limosa
Serie Antuco	Franco Arenosa	Serie Maule	Franco Arenosa
Serie Arenales	Arenosa	Serie Mayulermo	Franco Limosa
Serie Arrayán	Franco Limosa	Serie Mebuca	Franca
Serie Bidico	Franco Arcillosa	Serie Mirador	Franco Arcillosa
Serie Buchupureo	Franco Limosa	Serie Miramar	Franco Arcillo Limosa
Serie Bulnes	Franco Arcillosa	Serie Negrete	Franco Arcillo Limosa
Erie Cabrero	Franco Arcillo Limosa	Serie Niblinto	Arcillosa
Serie Caillihue	Franca	Serie Ninhue	Franca
Serie Campanacura	Franco Arcillosa	Serie Ninhueno	Franco Arenosa Muy Fin
Serie Candelaria	Franco Limosa	Serie Ninquihue	Franco Limosa
Serie Canosa	Franco Arcillo Limosa	Serie Paicaví	Franca A Franco Limosa
Serie Carampangue	Franco Arenosa Muy Fina	Serie Paillihue	Franco Arcillosa
Serie Carimay	Franco Arcillosa	Serie Pantoja	Franca
Serie Cato	Arcillosa	Serie Parral	Franco Arcillosa
Serie Cobquecura	Franco Arcillo Limosa	Serie Pedregales	Arenosa
Serie Coigue	Franco Arenosa	Serie Perquilauquén	Franca
Serie Coltón	Franco Arenosa Muy Fina	Serie Pueblo Seco	Franca
Serie Collinco	Franco Arcillosa	Serie Puerto Saavedra	Franca
Serie Collipulli	Franco Arcillo Limosa	Serie Quella	Franco Arcillosa
Serie Confluencia	Areno Francosa Fina	Serie Quilmén	Franco Arcillo Limosa
Serie Coreo	Arenosa	Serie Quillón	Areno Francosa
Serie Coyanco	Franco Limosa	Serie Quinchamalí	Franco Arcillo Limosa
Serie Culenar	Franca	Serie Quiripio	Franco Limosa
Serie Culenco	Franco Arcillo Limosa	Serie Rapelco	Franco Arenosa Fina
Serie Chacaico	Areno Francosa Muy Fina	Serie Renaico	Franco Arenosa Fina

Serie Chacayal	Franco Limosa	Serie San José De Puyaral	Franco Limosa
Serie Changaral	Franco Arenosa Fina	Serie Santa Barbara	Franco Limosa
Serie Dadinco	Franca	Serie Santa Clara	Arcillosa
Serie Duqueco	Areno Francosa	Serie Santa Fe	Franco Arenosa Muy Fina
Serie El Manzano	Areno Francosa	Serie Santa Teresa	Areno Francosa
Serie Gallipavo	Franca	Serie Talquipén	Franca
Serie Huapi	Franco Arenosa Fina	Serie Tijeral	Franca
Serie Huenutil	Franco Arcillosa	Serie Tiuquilemu	Franca
Serie Laraquete	Areno Francosa	Serie Tomeco	Arcillo Arenosa
Serie Lomas Atravesadas	Franco Limosa	Serie Totoral	Franco Arenosa Fina
Serie La Cucha	Franco Arcillo Arenosa Fina	Serie Trasval	Franca
Serie Las Puentes	Franco Arcillo Limosa	Serie Tregualemo	Franca
Serie Las Vegas	Franco Limosa	Serie Tres Esquinas	Franca
Serie Lo Salas	Franca	Serie Trilico	Franco Arcillosa
Serie Los Olmos	Arcillo Limosa	Serie Trupán	Franco Limosa
Serie Los Sauces	Franco Arcillosa	Serie Villaseca	Franco Arcillosa
Serie Los Tilos	Franco Arenosa Fina	Serie Virquén	Franco Arenosa
Serie Llahuecuy	Areno Francoso Fino	Serie Yungay	Franco Limosa
Serie Llahuen	Franco Limosa		

Adaptado de CIREN, 1999.

Anexo 4

Tabla 14. Caracterización de lodo mixto antes y después del pre- tratamiento secuencial.

Parámetro	Unidad	Muestra de lodo		
		Crudo	Ultrasonido	Ultrasonido + tratamiento térmico
pH	-	5.8 ± 0.3 ⁽¹⁸⁾	5.8 ± 0.2 ⁽¹⁶⁾	5.9 ± 0.2 ⁽¹⁸⁾
CE	mS/cm	1.7 ± 0.5 ⁽¹⁷⁾	2.0 ± 0.5 ⁽¹²⁾	2.8 ± 0.6 ⁽¹⁷⁾
N-NH ₄ ⁺	g/L	0.3 ± 0.2 ⁽¹⁶⁾	0.3 ± 0.1 ⁽¹⁵⁾	0.6 ± 0.4 ⁽¹⁶⁾
ST	g/L	40.5 ± 10.6 ⁽³¹⁾	41.1 ± 12.6 ⁽¹⁷⁾	39.7 ± 9.8 ⁽³¹⁾
SV	g/L	29.2 ± 6.7 ⁽³¹⁾	30.1 ± 7.6 ⁽¹⁷⁾	29.0 ± 6.5 ⁽³¹⁾
SV/ST	-	0.7 ± 0.1 ⁽³¹⁾	0.8 ± 0.1 ⁽¹⁷⁾	0.7 ± 0.0 ⁽³¹⁾
COT	g/L	53.2 ± 11.6 ⁽³⁵⁾	55.1 ± 13.4 ⁽²⁰⁾	58.1 ± 13.3 ⁽³⁵⁾
COT _s	g/L	2.2 ± 0.9 ⁽³⁵⁾	5.8 ± 1.4 ⁽²⁰⁾	8.0 ± 1.8 ⁽³⁵⁾
F	-	-	7.3 ± 1.3 ⁽²⁰⁾	11.4 ± 2.2 ⁽³⁵⁾
AGV totales	gCOT/L	0.90 ± 0.14 ⁽¹⁷⁾	1.00 ± 0.16 ⁽⁹⁾	0.97 ± 0.13 ⁽¹⁷⁾
Ácido acético	g/L	0.17 ± 0.09 ⁽¹⁷⁾	0.21 ± 0.08 ⁽⁹⁾	0.20 ± 0.09 ⁽¹⁷⁾
Ácido propiónico	g/L	0.32 ± 0.08 ⁽¹⁷⁾	0.35 ± 0.07 ⁽⁹⁾	0.35 ± 0.05 ⁽¹⁷⁾
Ácido butírico	g/L	0.08 ± 0.02 ⁽¹⁷⁾	0.09 ± 0.02 ⁽⁹⁾	0.09 ± 0.02 ⁽¹⁷⁾
Ácido n-valérico	g/L	0.04 ± 0.01 ⁽¹⁷⁾	0.05 ± 0.01 ⁽⁹⁾	0.04 ± 0.01 ⁽¹⁷⁾

CE: conductividad eléctrica; N-NH₄⁺: nitrógeno del amonio; ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles; COT: carbono orgánico total; COT_s: carbono orgánico total soluble; F: factor de solubilización; AGV: ácidos grasos volátiles.

Extraído de Neumann *et al.* 2018.

Anexo 5

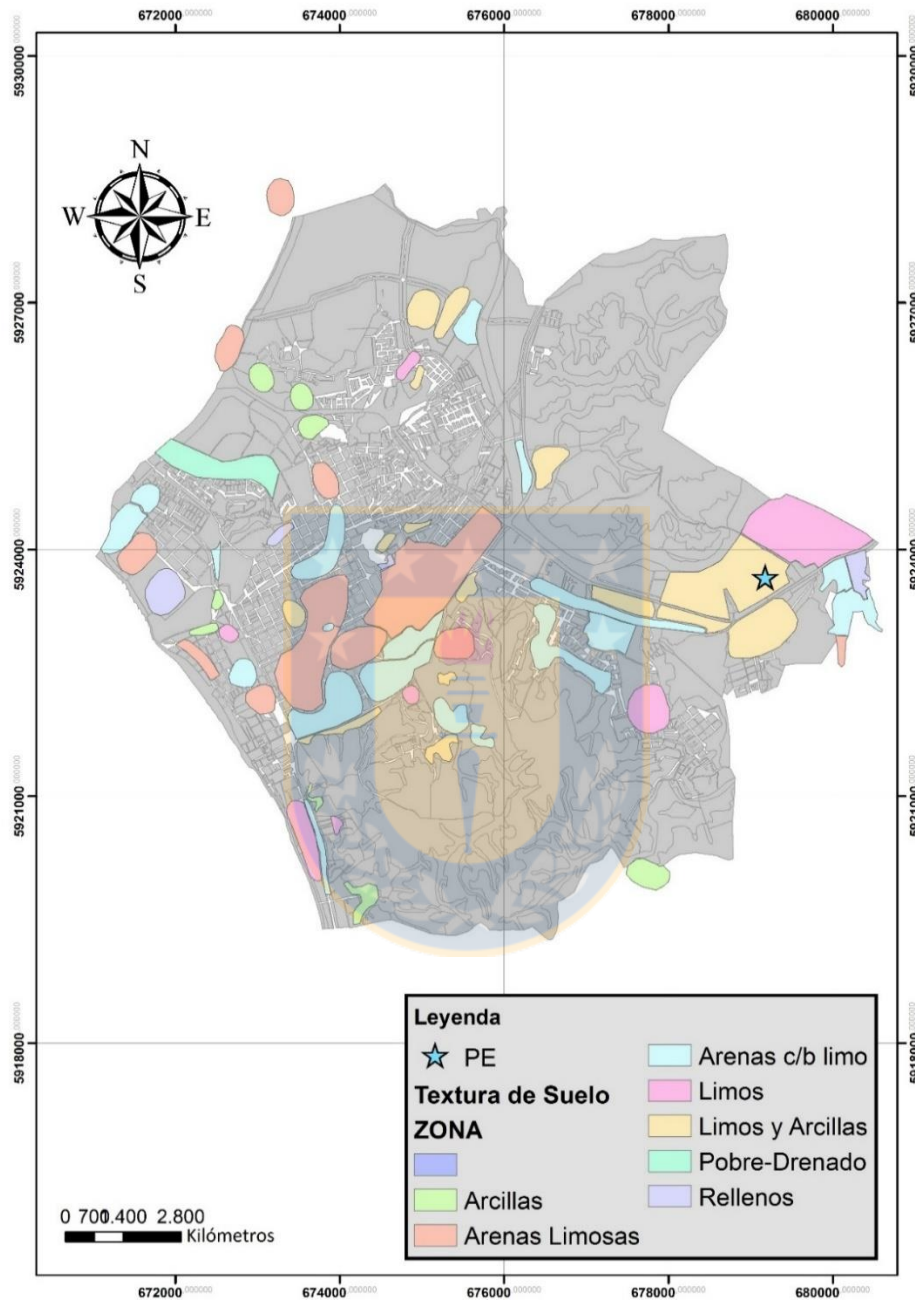


Figura 24. . Mapa de caracterización granulométrica de suelos en ciudad de Concepción. PE: punto de extracción de suelo utilizado en el estudio.

Adaptado de Inostroza, 2004

Anexo 6

Tabla 15. Variación temporal del contenido de amonio (mg/L) en el suelo.

Tiempo (h)	Razón de mezcla		
	1:2	1:5	1:10
0,08	0,365	0,838	6,613
0,17	0,357	1,668	1,631
0,25	0,726	3,578	3,012
0,33	1,325	3,360	3,189
0,50	0,283	0,916	2,833
1,00	0,313	0,085	0,753
1,50	0,792	0,780	1,334
2,00	2,616	1,735	1,443
24,00	1,804	0,298	0,522



