



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

ESTABILIZACIÓN DE LODOS PROVENIENTES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS MEDIANTE DIGESTIÓN ANAEROBIA

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos establecidos
para optar por el título de Ingeniera Ambiental en Prevención y Remediación

Profesora Guía

MSc. Eugenia Paola Posligua Chica

Autora

Michelle Andrea Peñaherrera Proaño

Año

2015

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

“Declaro haber dirigido este trabajo a través de reuniones periódicas con el estudiante, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.

Eugenia Paola Posligua Chica
Máster
CI: 0919750158

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

“Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.”

Michelle Andrea Peñaherrera Proaño
CI: 171387868-2

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por ser mi fuerza todos los días.

Al Ing. Carlos Banchón por ser la guía en este trabajo, por su motivación, tiempo y enseñanzas.

A Luis Felipe por ser incondicional este tiempo y siempre.

A Paola Posligua por el apoyo.

A la EPMAPS y a Hazen & Sawyer por la apertura y la guianza.

A Dios.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo a mis padres, quienes me han dado todo para que yo llegue a este punto en mi vida. Gracias.

RESUMEN

Dentro del tratamiento de las aguas residuales, un tercio del efluente tratado se convierte en lodo residual, el cual tiene características de ser un residuo peligroso. Sin embargo, al someterlo a un proceso de estabilización es posible obtener un biosólido con atributos benéficos que puede ser reutilizado en varias actividades como en la agricultura, remediación de suelos, biorremediación y muchas otras.

En el presente trabajo de titulación se busca encontrar las condiciones del sustrato que permitirán optimizar el proceso de estabilización mediante la digestión anaerobia mesófila. Se utilizó el lodo excedente de la Planta Piloto para la ciudad de Quito de la EPMAPS, el cual, después de un proceso de espesamiento, fue digerido y estudiado mediante el uso de dos diseños experimentales completamente aleatorios comparativos.

El análisis de los resultados se basó en la correlación de las variables estudiadas para comprender en conjunto el proceso de bioestabilización. Se divide el análisis en tres componentes: (1) la estabilización del biosólido, determinado por los parámetros de la relación SV/ST y de la digestión; (2) el monitoreo del proceso de la digestión anaerobia mesófila con los parámetros de temperatura y pH; y (3) el potencial de reúso del biosólido mediante el estudio del contenido de patógenos, metales pesados y macronutrientes.

En conclusión se determinó que la condición óptima para la optimización del proceso fue el lodo residual espesado con el bioacelerador hasta obtener un 60% de humedad, y una dosificación nutritiva constante. De esta manera se logró reducir el tiempo de estabilización a una semana con una eficiencia de reducción de patógenos del 71%, obteniendo un biosólido clase B.

ABSTRACT

In wastewater treatment process, one third of treated effluent becomes waste sludge, which presents characteristics of being a hazardous waste. However, when subjected to a stabilization process, it results into a product named biosolid that can be reused in several activities, such as agriculture, soil remediation, biorremediation and many others, due to its beneficial attributes.

The purpose of this project is to find the sludge conditions that will optimize the process of stabilization through mesophilic anaerobic digestion. The sludge used was produced in the EPMAP's pilot wastewater treatment plant for the city of Quito; which, after a thickening process, was digested and studied using two comparative fully randomized experimental designs.

The results analysis was based in the studied variables correlation, in order to understand the bioestabilization process in its whole. The analysis is divided into three components: (1) biosolids stabilization, determined by the ratio SV / ST and digestion; (2) the monitoring of the mesophilic anaerobic digestion process through the study of temperature and pH; and (3) the potential for reuse of biosolids by studying the content of pathogens, heavy metals and macronutrients.

In conclusion, it was determined that the sludge conditions that allowed the optimization of the process was to thicken the sludge with bioaccelerator until it obtains 60% of humidity and to add a constant dosing of nutrients. In this way it was possible to reduce the digestion time to one week with an efficiency of pathogen reduction of 71%, obtaining Class B biosolids.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
Antecedentes	1
Alcance	2
Justificación	3
Objetivo General	4
Objetivos Específicos	4
1. CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO	5
1.1. Producción de lodos y biosólidos en plantas de tratamiento de aguas	5
1.1.1. Generación de lodos de PTARs en el Ecuador	9
1.2. Proceso de estabilización de lodos residuales de PTAR	10
1.3. Digestión anaerobia	16
2. CAPÍTULO II: METODOLOGÍA	20
2.1. Diseño experimental.....	20
2.2. Recolección de muestras.....	22
2.2.1. Recolección de lodo	22
2.2.2. Recolección de tierra de bosque	23
2.3. Espesado del lodo residual	23
2.4. Pretratamiento del lodo mediante pasteurización	25
2.5. Proceso de estabilización anaerobia mesófila	25
2.5.1. Adición de nutrientes	27
2.5.2. Mezclado	27
2.6. Análisis físico-químico del lodo.....	27
2.6.1. Medición de pH y temperatura del lodo	27
2.6.2. Determinación del porcentaje de sólidos totales en el lodo.....	28
2.6.3. Determinación de sólidos volátiles en el lodo.....	29
2.6.4. Determinación de metales pesados en el lodo.....	29

2.6.5. Determinación de macronutrientes.....	30
2.6.6. Digestión del lodo mediante respirometría	30
2.6.7. Análisis microbiológico del lodo	30
3. CAPÍTULO III: RESULTADOS.....	32
3.1. Balance de masa lodo-tierra de los reactores anaerobios.....	32
3.2. Cambios de pH en la digestión anaerobia mesófila	33
3.3. Cambios de temperatura en la digestión anaerobia mesófila	35
3.4. Sólidos totales en el lodo	37
3.5. Sólidos volátiles en el lodo	39
3.6. Digestión del lodo	40
3.7. Análisis microbiológico del lodo.....	41
3.7.1. Coliformes totales.....	41
3.8. Resultados en olor, color y consistencia del lodo	42
4. CAPÍTULO IV: ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	45
4.1. Bibliometría.....	46
4.2. Control másico en el espesamiento del lodo.....	49
4.3. Bioestabilización del lodo.....	51
4.3.1. Reducción del volumen del lodo	57
4.3.2. Digestión del lodo.....	58
4.4. Comportamiento del proceso de digestión anaerobia mesófila	64
4.4.1. Efecto del pH en la digestión.....	65
4.4.2. Efecto de la temperatura en la digestión	70
4.5. Potencial de reúso del biosólido.....	75
4.5.1. Análisis microbiológico del lodo	75
4.5.2. Metales pesados en el lodo.....	78
4.5.3. Macronutrientes en el lodo	81

5. CAPÍTULO V: CONCLUSIONES

Y RECOMENDACIONES	83
5.1. Conclusiones.....	83
5.2. Recomendaciones	85
REFERENCIAS	87
ANEXOS	99

INTRODUCCIÓN

Antecedentes

En el tratamiento de aguas, un tercio del volumen total tratado corresponde a lodos excedentes, producidos debido a la concentración de sólidos disueltos, suspendidos y sedimentados presentes en el agua (Medina, Rojas, Rodríguez, & Fabila, 2009, p. 36). A nivel mundial, el destino final de estos lodos es principalmente la incineración y el depósito en rellenos sanitarios, sin embargo, tienen un gran potencial para ser aprovechados (Lozada et al., 2005). Los lodos biológicos son ricos en nutrientes, principalmente nitrógeno, fósforo y materia orgánica, lo que hace relevante su aplicación en suelos agrícolas y forestales, además de otros usos benéficos (Medina et al., 2009, p. 36). Este aprovechamiento presenta una tendencia creciente internacionalmente ya que, al ser biológico, se comporta como fertilizante de liberación lenta y los nutrientes son reciclados eficientemente, además, es una alternativa económicamente viable. Adicionalmente, se espera que el consumo mundial de abono incremente en un 2% cada año, es decir 19.3 millones toneladas más de abono anualmente (FAO, 2008), razón por la cual puede existir un déficit en la oferta que se puede compensar con el compostaje de los biosólidos.

En el Ecuador, los lodos residuales producidos por plantas de tratamiento de industrias se disponen en rellenos sanitarios, siendo la opción menos favorable ya que, además de contribuir a disminuir la vida útil del relleno sanitario, puede existir una proliferación de microorganismos patógenos, poniendo en riesgo la salud pública (MAE, 2013). En cuanto a plantas municipales de tratamiento de aguas servidas, la mayoría de ciudades del país no cuentan con este proceso, por lo que se descargan las aguas directamente a los ríos (La Hora, 2014).

Esto ocurre en Quito, donde las aguas de los cuatro ríos principales: Machángara, Monjas, San Pedro y Guayllabamba no son aptas para ningún uso debido a su contaminación (Moreano, 2010). El 81% de la contaminación a

estos cuerpos de agua se debe a la descarga directa de las aguas servidas de la ciudad y el 19% restante a la contaminación industrial y de escombros (Últimas Noticias, 2012). El problema se extiende a nivel nacional ya que el río Guayllabamba converge con el río Esmeraldas, que desemboca en el Océano Pacífico, convirtiéndolo en un problema no solo municipal, sino nacional (EPMAPS, 2012). Por esto, la Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento (EPMAPS) se ha propuesto ejecutar un plan para la descontaminación de los ríos utilizando plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) para la capital y las zonas periféricas, que está siendo estudiado con ayuda de Plantas Piloto (EPMAPS, 2012).

En las PTARs se generan lodos, donde permanece la mayoría de los contaminantes de las aguas residuales, convirtiéndolo en un material putrefacto, generador de malos olores y de vectores de riesgo biológico como la salmonella, coliformes y huevos de helmintos; que pueden causar problemas a la salud de la población ya sea por ingestión o inhalación (Castrejón et al., 2000, p. 3). Por esta razón los lodos no deben ingresar al ambiente directamente sino después de un tratamiento, por lo tanto es un factor básico e importante a considerar para las nuevas PTARs de Quito.

Alcance

El presente trabajo de titulación de aplicación tecnológica busca desarrollar un proceso de estabilización de lodo residual proveniente del tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Quito, con el fin de evitar su putrefacción y el riesgo biológico y ambiental que éste presenta y de esta manera, pueda ser reutilizado. Para esto se realizará un tratamiento en dos etapas: la pre-estabilización mediante el espesamiento utilizando un bioespesante, y la estabilización mediante un tratamiento basado en la digestión anaerobia, simulado a escala laboratorio, controlando parámetros detallados en la metodología. Con esto se conseguirá tratar un volumen de 10 a 20 litros, logrando que la materia orgánica se estabilice y se eliminen los organismos

patógenos presentes en el sustrato. El funcionamiento y avance del proceso se conocerá mediante la caracterización físico-química y microbiológica en todas las etapas.

Justificación

En las plantas de tratamiento de aguas servidas se generan lodos, que, sin tratamiento, comprenden un riesgo para el ambiente y para la salud pública. Sin embargo, una vez tratados pueden ser reutilizados como: compost, mejoradores de suelos, para aumentar la capacidad de fitorremediación, mejoradores del proceso de biodegradación de lodos petrolizados, como fuente de nutrientes para la biorremediación y para la producción de biogás (Medina et al., 2009, p. 37; Rodríguez & Aguilar, n.d., p. 351; García, 2006, pp. 61–70)

En Quito, el tratamiento de aguas para la ciudad está en etapas de estudio y es el momento para investigar cómo realizar un óptimo tratamiento de lodos residuales. Se debe impedir que éstos sean descargados directamente a los ríos ya que así se evitaría cumplir el propósito de recuperación de los ríos de la ciudad (Yáñez, 2014). Ante lo expuesto sobre la problemática ambiental de la generación de lodos y su no-aprovechamiento, se propone en el siguiente proyecto cubrir la etapa de estabilización del material, es decir, degradar el lodo crudo hasta llegar a una materia orgánica más estable, para que la actividad microbiana y fermentación se reduzca, deteniendo su descomposición y eliminando los organismos patógenos para proseguir a la reutilización de los biosólidos (Ceustermans, Coosemans y Ryckeboer, 2010, p. 120).

Objetivo General

Determinar condiciones de estabilización de lodos biológicos producidos en el tratamiento de aguas residuales domésticas de Quito.

Objetivos Específicos

- Caracterizar el lodo biológico antes y después de un proceso de estabilización mediante métodos físicos, químicos y biológicos.
- Implementar un proceso de digestión anaerobia de lodos residuales aplicando un diseño experimental.
- Monitorear la eficiencia del proceso de estabilización mediante estudios físicos, químicos y microbiológicos.

1. CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

1.1. Producción de lodos y biosólidos en plantas de tratamiento de aguas

Los lodos residuales provenientes de PTARs son un subproducto del tratamiento del agua, y están compuestos de materia orgánica e inorgánica, dependiendo de la constitución del efluente que está siendo tratado (Rodrigo y Barajas, 2012, p.1; García, 2006, p.62). Principalmente están formados por las sustancias responsables de la contaminación del agua, como por ejemplo metales pesados, hidrocarburos poli-cíclicos aromáticos, compuestos orgánicos, compuestos nitrogenados, macro y micro nutriente, microorganismos, detergentes, hasta xenobióticos, pesticidas y hormonas (Araque, 2006, p. 16; Mayer et al., 2008, p. 545; Aktar, 2009, p. 2; Environmental protection agency [EPA], 2009).

El lodo es el residuo de mayor volumen eliminado en los diferentes procesos del tratamiento de las aguas residuales; aproximadamente 1/3 del agua tratada se convierte en lodo. Por esto, la producción de lodo residual es de 20 kg/cápita, pues cerca del 50% de los contaminantes del efluente se convierten en fango (Stamatelatou, 2012, p. 77; Jenicek, Bartacek, Kutil, Zabranska, y Dohanyos, 2012, p. 1277; Li, Li y Zhang, 2015, p. 67; Medina, Rojas, Rodríguez y Fabila, 2009, p. 36).

A lo largo del tratamiento de aguas se remueven grandes cantidades de contaminantes, incluyendo metales pesados y microorganismos patógenos. Los patógenos (principalmente coliformes, *Salmonella*, *E. coli*, protozoarios, *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium* y helmintos) quedan concentrados en el lodo residual debido al proceso de sedimentación por su densidad, o por el proceso de adsorción del lodo (Cain, 2010, p. 1038). De la misma manera, se acumulan los metales pesados que poseen un carácter tóxico bioacumulable en la cadena trófica (Yang, 2010, p. 12). Además, el lodo es un material biológico

putrefacto que genera malos olores y atracción de vectores (Environmental protection agency [EPA], 2013; Chicón, 2000). Todas estas características hacen del lodo residual un material peligroso que debe ser manejado como tal (Jiménez, Barrios y Maya; Araque, 2006, p. 13-21; García, 2006, p. 62; Medina, et al., 2009, p. 36; Ye, Liu y Li, 2014, p. 1555).

Sin embargo, el procesamiento y disposición del lodo residual conlleva a problemas ambientales, sociales y económicos a nivel mundial por el alto costo de operación; ocasionando que muchas veces sean desechados sin ningún tipo de tratamiento (Araque, 2006, p. 13; Castrejón et al., 2000, p. 1; Cain, 2010, p. 1037). La estabilización y correcta disposición de los lodos residuales representa aproximadamente el 60% del presupuesto anual de operación de una PTAR (Aktar, 2009, p. 1). Por esta razón, es imperativo optimizar el proceso de gestión de lodos residuales y buscar una opción tecnológica que permita su correcta disposición (Vigeras, Zafra, García, Martínez y Pérez, 2014, p. 294; Lozada et al., 2005, p. 55).

Actualmente, los principales destinos de disposición para los lodos residuales son rellenos sanitarios o incineración (alrededor del 20% del lodo producido en los países desarrollados es incinerado) (Yang, 2010, p. 2). Estos procesos muestran gastos de recursos económicos por su costosa tecnología y operación, y problemas de posible contaminación de suelo y aire (Cain, 2010, p. 1038). No obstante, existe otro camino a seguir: aprovechar el lodo residual para obtener un beneficio ambiental y económico, tomando en cuenta sus características físicas, químicas y microbiológicas (Medina et al., 2009, p. 36; Araque, 2006, p. 13-21; Castrejón et al., 2000, p. 1; Mata, Sosebee y Wan, 2006, p. 664; Wang, 2012, p. 79).

Para poder aprovecharlos sin afectar a la salud pública, los lodos requieren pasar por un proceso llamado estabilización para convertirlos en un material denominado "biosólido" (EPA, 2009). Los biosólidos pueden ser reutilizados para la adecuación de zonas verdes urbanas, recuperación del suelo degradado o deforestado, restauración de suelos incendiados, material coadyuvante para biorremediación, material de adsorción, como fuentes de

energía, como materia prima de fertilizantes, como agregado en la industria de construcción, agricultura, y en muchos otros propósitos. Para citar un ejemplo, en Estados Unidos, el 63% de los biosólidos producidos se utilizan en la agricultura, en la recuperación de suelos o para cubrir rellenos sanitarios (Cain, 2010, p. 1038).

Uno de los usos más importantes para los biosólidos es su aplicación en suelos agrícolas, pues su alto contenido de nutrientes y materia orgánica ayuda al desarrollo primordial de las plantas y disminuye la necesidad de fertilizantes artificiales. Así mismo, mejora propiedades físicas y químicas del suelo como la capacidad de campo, infiltración, capacidad de intercambio catiónico, disminuye la erosión, disminuye la relación de adsorción de sodio, mejora la estabilidad estructural y aumenta la porosidad (Araque, 2006, p. 13-17; Vera, Sánchez, Ortiz, Peña y Ortega, 2006, p. 1; Medina et al., 2009, p. 36; Rodrigo y Barajas, 2012, p. 1; Torri y Lavado, 2009, p. 96). Actualmente, la utilización de biosólidos en el suelo se ha convertido en una tendencia de aprovechamiento a nivel mundial por sus beneficios biológicos, ambientales y económicos, llegando hasta el 70% de su potencial en los países desarrollados. A nivel biológico, se ha valorado el hecho de que se comportan como fertilizantes de liberación lenta (incrementan del 10 al 85% el rendimiento de los cultivos con relación a los fertilizantes comunes); a nivel ambiental porque la reutilización reduce la producción de desechos y elimina riesgos sanitarios; y a nivel económico porque se disminuyen costos de transporte y disposición (Laos, Mazzarino, Satti y Costa, 1996; García, 2006, pp. 66-67). La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO) afirma que el incremento en la producción agropecuaria contribuye al cambio climático y al desgaste de recursos por tanto es importante implementar nuevas tecnologías que aumente valor a la producción y minimice el impacto ambiental (Massé, Talbot y Gilbert, 2012, p. 109).

Sin embargo, de acuerdo a la revisión bibliográfica, los lodos son un material peligroso, y la reutilización de los biosólidos estará limitada por la presencia de metales y de patógenos. El conteo de patógenos es un factor determinante

para establecer el potencial de uso de un biosólido, y de esta manera evitar problemas a la salud pública, ya que un mal manejo de un lodo infectado puede producir desde enfermedades gastrointestinales hasta la muerte, ya sea por el contacto directo, su esparcimiento por animales o por el consumo de vegetales contaminados (Wang, 2012, p. 57).

Por lo tanto, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) clasifica a los biosólidos en dos categorías según el contenido de microorganismos (Araque, 2006, p. 15-19; Hospido et al., 2005, p. 1; EPA, 2013):

- Lodos clase A: son aquellos que pueden ser aplicados en la agricultura sin restricciones ya que la concentración de microorganismos presentes no representa riesgo para la salud pública (Coliformes <1000 UFC y huevos de helminto <1 UFC).
- Lodos clase B: también puede usarse en la agricultura pero bajo restricciones, como el tipo de cultivo, un tiempo determinado y bajo monitoreo constante, ya que presentan una cantidad de microorganismos patógenos que debe ser vigilada (Coliformes <2.000.000 UFC y huevos de helminto >1 UFC).

Por otro lado, los metales pesados suelen estar presentes en el lodo residual debido a que en el proceso de tratamiento de aguas, aquellas provenientes de domicilio se combinan con aguas provenientes de las lluvias y de industrias. Las industrias aportan el 50% de los metales presentes en el agua residual urbana (Yang, 2010, pp. 12-13; Chicón, 2000, p. 2). Además, se obtienen metales pesados de pequeños negocios (dentistas, revelación de fotografía, lavadoras), de descargas hospitalarias, de los hogares (detergentes que contienen Cd, Cu, Zn), y de los materiales de plomería como el cobre y el plomo (Aktar, 2009, p. 214; Yang, 2010, pp. 12-13). La cantidad de metales pesados en el lodo varía, también, por el tratamiento que se da en la PTAR (Yang, 2009, p. 215).

Estos elementos suelen acumularse en el suelo, dependiendo de sus características, y reducir su respiración (Yang, 2010, p. 4). Algunas

investigaciones han demostrado que cuando se aplica biosólidos en suelos agrícolas, se produce una contaminación de metales pesados en los cultivos, mientras que otros estudios señalan que los metales pesados tienen un efecto neutral, es decir de no incremento en el suelo (Jurado et al., 2004; Yang, 2010, p. 4). Los metales pesados son un factor clave a considerar al momento de reutilizar un biosólido, no solo por la influencia que generaría en el proceso de digestión sino también en la biodiversidad (Torri y Lavado, 2009, p. 96; Wang, 2012, p. 55-78). Esto se debe a su característica tóxica para los seres vivos, la cual se puede bioacumular en las cadenas tróficas (Yang, 2010, pp. 12-13). Además, son elementos biopersistentes ya que no tienen, en su mayoría, una función biológica definida (Chicón, 2000, p. 1; Yang, 2010, pp. 12-13; Torri y Lavado, 2009, p. 99).

En conclusión, los lodos residuales representan un problema ambiental que puede llegar a afectar la calidad de vida de las personas, por lo que es de interés mundial realizar un proceso de estabilización con el fin de convertirlos en un material aprovechable; de esta manera no solo se mejorará el ambiente y la salud de las personas, sino también se apreciarán beneficios económicos.

1.1.1. Generación de lodos de PTARs en el Ecuador

En Ecuador, la mayoría de las ciudades no cuenta con plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas, por lo contrario, gran parte de las descargas se las realiza directamente a las quebradas y ríos, produciendo deterioro en el ambiente y a la calidad de vida de las personas (Instituto Nacional de Preinversión, 2015). En Quito, a la fecha, ya se está implementando un programa para construir PTARs domésticas (Ávila, Guerrón, Carolina, Flores y Andrade, 2014, p. 1), situación que está siendo estudiada con ayuda de una Planta piloto de tratamiento de Aguas residuales.

En este proyecto se estudia el lodo de la Planta Piloto ubicada en la descarga más grande de Quito "El Batán". Esta descarga recoge el agua del centro-norte

de Quito y vierte 131235 m³/día de agua sin tratar directamente al Río Machángara, con un caudal de 1518.9 L/s. En la Planta Piloto se trata un volumen de 9000 L/día, del cual se obtienen aproximadamente 488 L de lodo. Es decir, el 5.4% del volumen tratado se convierte en lodo residual, que necesita ser tratado (Hazen and Sawyer, 2014).

Una vez implementadas las PTARs en el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), se manejarán un total de 300 m³/día, aproximadamente, de lodos producidos en todas las PTARs, por lo que es necesario optimizar el proceso para reducir los costos de operación.

El aprovechamiento de lodos residuales es de interés nacional ya que va de la mano con el Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos del Ministerio del Ambiente Ecuatoriano, el cual busca agregar valor a los residuos que se generan en el país (Ministerio del Ambiente ecuatoriano [MAE], 2015), ya que los biosólidos pueden llegar a ser reutilizados y además se puede transformar el desecho en energía (Waste to Energy) aprovechando el potencial calorífico del gas producido en la estabilización del lodo.

1.2. Proceso de estabilización de lodos residuales de PTAR

Los lodos generados en el tratamiento del agua residual son considerados residuos peligrosos pero después del proceso de estabilización pueden ser reutilizados en beneficio del ambiente. La estabilización quiere decir que el lodo se reduce en volumen y masa, y se elimina su potencial de fermentación y putrefacción para así evitar las situaciones molestas o riesgosas para la salud pública al momento de disponer este material al ambiente (Scholz, 2006, p. 166). Al mismo tiempo, con la producción de biosólidos se reduce la presencia de organismos patógenos y malos olores.

El grado de estabilización de un lodo se puede evaluar mediante la reducción de microorganismos patógenos, pues son los que generan riesgo (los coliformes fecales deben reducirse a <1000/g de materia seca y los parásitos a

<1 huevo viable). También se puede medir en la relación entre sólidos volátiles y totales, ya que representan la fracción de materia orgánica que se busca reducir (SV/ST debe ser menor o igual a 0.6) (Mahamud, Gutierrez y Sastre, 1996, p. 46; Araque, 2006, p. 21; Viguera et al., 2014, p. 294; Castrejón et al., 2000, p. 1; Cain, 2010, p. 1038). Para lograr esto existen varios métodos de estabilización que se eligen dependiendo del destino final buscado para el biosólido (Mahamud, Gutierrez y Sastre, 1996, p. 46). Los distintos tratamientos se pueden observar en la siguiente tabla comparativa:

Tabla 1. Tecnologías de estabilización de lodos

Tipo de Tratamiento	Características	Ventajas	Desventajas	Lodo resultante
<p>Digestión Anaerobia</p> <p>(Show, 2012, p. 319-326, 344; Szűcs, Simon y Füleky, 2012, p. 52; Forster, 2012, p. 2; Massé et al., 2012, p. 109; Cain, 2010, p. 1038; Mahamud et al., 1996, p. 47; Bermúdez et al., 2003, p. 1)</p>	<p>Es la técnica más utilizada a nivel mundial, donde el lodo es estabilizado por microorganismos en un ambiente anóxico.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Eliminación de SV (40-60%) - Reduce la masa del lodo (destrucción de 25-45% de sólidos). Esto reduce los costos de disposición final - Lodo final rico en nutrientes - Producción de biogás (55-70% gas metano) - Potencial de recuperar el metano - Se eliminan malos olores (70-95%) - Reducción logarítmica de 	<ul style="list-style-type: none"> - Los cambios bruscos de temperatura pueden ocasionar un desbalance en la población microbiana y afectar el proceso. - Sobrenadante con alto nivel de nitrógeno, DBO y DQO. - Problemas de seguridad (gas inflamable) - Tiene una lenta tasa de degradación biológica por lo 	<p>Tipo B</p>

		<p>patógenos (coliformes) de 0.5 a 4</p> <ul style="list-style-type: none"> - Degrada compuestos tóxicos y contaminantes orgánicos - Costo de operación bajos - Simplicidad de operación y mantenimiento - Método rentable para grandes volúmenes 	<p>que el tratamiento puede tardar más que la digestión aerobia.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Malos olores durante el proceso. 	
<p>Digestión Aerobia</p> <p>(Aviles, 2001, p. 10; Scholz, 2006, p. 168; Srinivas, 2008, p. 90; Cain, 2010, p. 1038)</p>	<p>- Oxidación de la materia orgánica gracias a microorganismos aerobios.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Eliminación de SV (40-60%) - Reduce la masa del lodo - Lodo final rico en nutrientes - Se eliminan malos olores - Tiempo de tratamiento mesófilo entre 10 a 12 días y termófilo entre 3 a 4 días - Reducción logarítmica de patógenos (coliformes) de 0.5 a 4 	<ul style="list-style-type: none"> - Sensible a los cambios bruscos de temperatura - Sobrenadante con alta carga de nitrógeno - Costos económicos de aeración 	<p>Tipo B</p>

<p>Desinfección alcalina y térmica</p> <p>(Jiménez, Barrios y Maya; García, 2006, p. 64; Cain, 2010, p. 1038; Wang, 2012, p. 77)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Utiliza cal para subir el pH del lodo - Bloquea temporalmente las fermentaciones ácidas - Para la obtención de lodo A: mantener el pH sobre 12 por 72 horas y una temperatura de 52°C por 12 horas. Luego secarlo hasta tener 50% humedad - Para lodo B: mantener el pH sobre 12 por 2 horas y luego en 11.5 por 22 horas 	<ul style="list-style-type: none"> - Pequeñas plantas - Bajo costo - Sencilla operación - Reducción logarítmica de patógenos (coliformes) de 2 a >4 	<ul style="list-style-type: none"> - No destruye la materia orgánica - Necesario monitoreo de pH - Necesario adquirir material para controlar el pH - Pérdida de nutrientes - No se controlan los malos olores - No se reduce la masa del lodo - No puede ser aplicado en agricultura cuando se tienen suelos alcalinos, por los niveles de pH del biosólido 	<p>Tipo A o B de acuerdo al tratamiento</p>
---	--	--	---	---

<p>Pasteurización</p> <p>(Mahamud et al., 1996, p. 46; Araque, 2006, p. 26; Pickworth et al., 2005, pp. 4–6; Aktar, 2009, p. 3; Paul, 2012, p. 373).</p>	<p>Se somete al lodo a una temperatura de 70°C por media hora o de 55°C por una hora.</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Operación sencilla - No se utilizan químicos - Siendo un sistema cerrado no se producen olores - Combinada con la digestión anaerobia ayuda a mejorar la biodegradación del lodo reduciendo el tiempo de retención 	<ul style="list-style-type: none"> - Altos costos de inversión en equipos y operación - Elimina los patógenos pero en estudios se ha observado que la Salmonella crece a mayores densidades en lodo pasteurizado que en el lodo crudo 	<p>Tipo A</p>
<p>Compostaje</p> <p>(Ochoa; Muñoz y García-Encina, 2009; Lichtfouse, 2013, pp. 260–263; Cain, 2010, p. 1038; Szűcs, Simon y Füleky, 2012, p. 52; Shilev, Naydenov, Vancheva y</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Fermentación controlada en condiciones aerobias - Alcanza temperaturas de hasta 70°C - Se lo utiliza como un tratamiento complementario a la digestión para obtener lodo clase A 	<ul style="list-style-type: none"> - El biosólido mejora las propiedades físicas y químicas del suelo - Se obtiene un excelente producto para ser utilizado en suelos agrícolas - Reducción logarítmica de patógenos (coliformes) de 2 a >4 	<ul style="list-style-type: none"> - Se tienen malos olores - Menor eliminación de patógenos que en los procesos de digestión - Es un proceso lento (4-6 semanas) - Generalmente se lo utiliza para un lodo previamente digerido - Requiere grandes 	<p>Tipo A</p>

Aladjadjyan, 2007, p. 290)			superficies - Requiere un contenido de sólidos entre el 40-60%	
Vermiestabilización (Aviles, 2011, p. 10; Vera et al., 2006, p. 6)	Tratamiento biológico que utiliza lombrices para estabilizar los lodos.	- Permite la entrega inmediata de nutrientes - Mejora la estructura del suelo - Se lo puede aplicar en dosis sin riesgo	- Se necesitan altos contenidos de materia orgánica y nutrientes para el desarrollo de las lombrices - Requiere mucho control de las características del sustrato para asegurar la supervivencia de las lombrices	Tipo A

Como se puede observar en la Tabla 1, existen varias tecnologías para estabilizar un lodo residual. El tratamiento a elegir dependerá de los intereses particulares en cada situación, como por ejemplo el tipo de lodo que se quiere obtener (A o B), o el volumen de lodo a tratar. Para lodos de PTAR de gran volumen, como las municipales, se utiliza la digestión anaerobia por sus bajos costos de operación y alta eficiencia en la estabilización. Por esta razón, en el siguiente trabajo de titulación se aplicó la digestión anaerobia para la estabilización de lodos de la Planta Piloto de la descarga “El Batán” del DMQ.

1.3. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso anóxico donde la materia orgánica es degradada por microorganismos. Este proceso puede estabilizar el lodo, reducir los problemas de malos olores de los lodos y transformar la materia orgánica en biogás (Li, Li y Zhang, 2015, p. 67). Es por esto que mundialmente es el proceso más utilizado para el tratamiento del lodo (Show, 2012, p. 319). En Europa y demás países desarrollados se utiliza el proceso de digestión anaerobia para tratar los residuos domésticos, tanto líquidos como sólidos, y utilizan el biogás como fuente de energía principalmente para la cocina. En Estados Unidos, se ha utilizado el biogás producido por la digestión anaerobia como alternativa a los combustibles fósiles y fertilizantes químicos, y así reducir su producción de gases efecto invernadero. De igual manera, en India y China se utiliza la digestión anaerobia para tratar los desechos domésticos y obtener biogás para la luz y cocina (Nizami, 2012, p. 139; Forster, 2012, p. 2).

Esta digestión se realiza en cuatro etapas, asociadas con el metabolismo de diferentes especies de microorganismos que convierten la materia orgánica en sustratos más simples, tal como se explica en el siguiente gráfico:

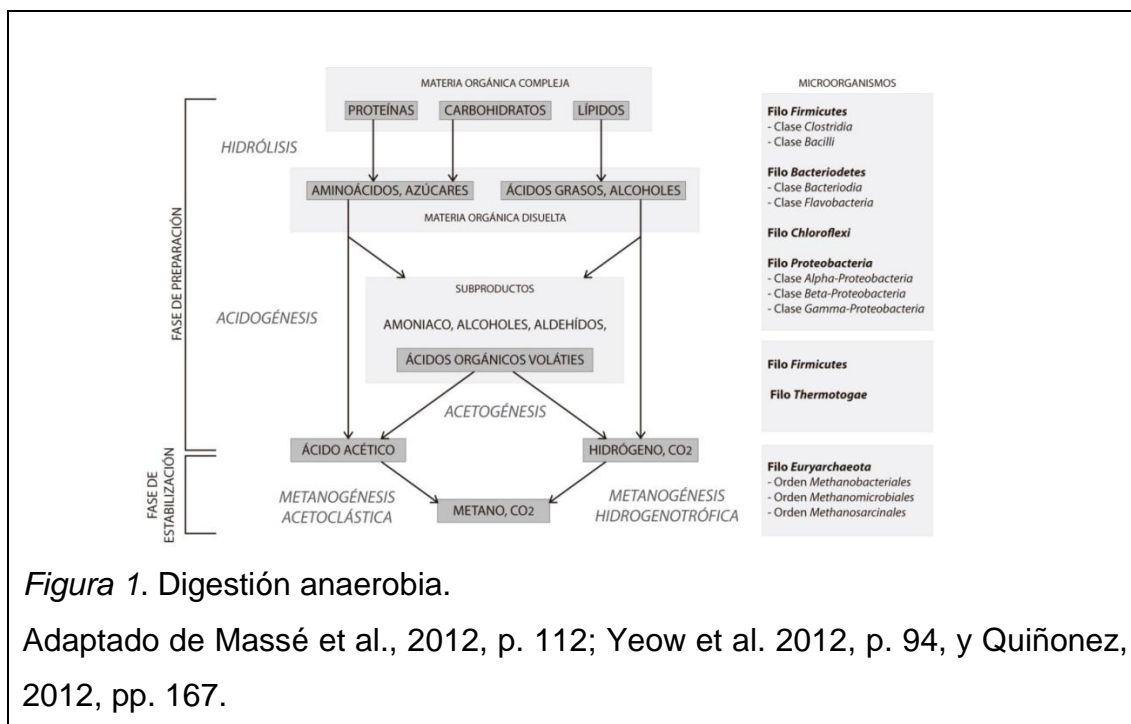


Figura 1. Digestión anaerobia.

Adaptado de Massé et al., 2012, p. 112; Yeow et al. 2012, p. 94, y Quiñonez, 2012, pp. 167.

La primera etapa es la **hidrólisis**, que ocurre gracias a exoenzimas (amilasas, proteinasas, lipasas, nucleasas) producidas por bacterias acidogénicas (principalmente de la Clase *Clostridia*) (Yeow, 2012, p. 94). Esta etapa puede ser rápida o lenta, dependiendo de la cantidad de compuestos presentes en el lodo, ya que las moléculas orgánicas son transformadas en materiales orgánicos solubles (Dries & Sölter, 2003). Los carbohidratos y proteínas son hidrolizadas a azúcares simples y aminoácidos, respectivamente; y las grasas son hidrolizadas a glicerol y cadenas largas de ácidos grasos (Yeow, 2012, p. 94). En seguida empieza el proceso de fermentación ácida o **acidogénesis**, donde los microorganismos acidogénicos anaerobios facultativos (principalmente de la Clase *Clostridia*) transforman los materiales orgánicos obtenidos en la hidrólisis en ácidos orgánicos volátiles o de cadena corta (ácido acético, ácido propiónico, ácido butírico, etc.), y como subproductos: los acetatos, alcoholes, amoníaco, dióxido de carbono, sulfuro de hidrógeno e hidrógeno (Yeow, 2012, p. 94; Chaudhari, Suryawanshi y Kothari, 2012, p. 150)

La tercera fase es la **acetogénesis acidoclástica**, que es la generación de ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno a partir de los ácidos volátiles y alcoholes obtenidos en la anterior etapa gracias a las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno (principalmente del Filo *Firmicutes*), y estas son anaerobias tanto facultativas como obligadas (Yeow, 2012, p. 95; Chaudhari et al., 2012, p. 150). Por último, se llega a la **metanogénesis**, donde se reduce el dióxido de carbono a metano por dos grupos de bacterias metanogénicas; el primer grupo (acetate-splitting) convierte el acetato en metano y dióxido de carbono, y el segundo grupo (metanogénicas hidrogenotróficas) utiliza el CO₂ como aceptor de electrones y al hidrógeno como dador de electrones para producir metano (Yeow, 2012, p. 95; Quiñonez, 2012, p. 168; Vigeras et al., 2014, p. 294; Yáñez, p. 3; Aviles, 2011, p. 23; Show, 2012, p. 321).

Debido a que la digestión anaerobia es un proceso de degradación microbiana, se necesitan controlar ciertos factores claves para garantizar el éxito del proceso. Estos son:

- **pH:** el rango óptimo para el lodo al inicio del proceso debe ser entre 6.6 y 7.6 (Show, 2012, p. 325). Este factor cambia durante el proceso debido al crecimiento microbiano. Al terminar la fase de hidrólisis el pH comienza a disminuir para las fases de acidogénesis y acetogénesis, volviendo a aumentar gradualmente cuando las bacterias metanogénicas empiezan a trabajar (Surroop, 2012, pp. 252-253).
- **Temperatura:** la digestión anaerobia puede ser psicrófila, en un rango de temperaturas de 10-30°C (rango óptimo 12-20°C); mesófila, temperaturas entre 20-50°C (rango óptimo 25-40°C) o termófila, entre 35-75°C (rango óptimo 55-65°C). Este es un factor clave ya que los rangos de crecimiento microbiano se duplican con cada 10°C de incremento hasta llegar a la temperatura óptima (Wang, 2012, p. 7). En este proyecto se trabajará dentro del rango mesófilo.
- **Tiempo:** el tiempo está directamente relacionado con la temperatura: a mayor temperatura, menor tiempo de digestión. Esto se debe a que el crecimiento bacteriano se acelera a mayor temperatura, por lo tanto, el tiempo de estabilización puede fluctuar entre 10 días a 7 semanas (Mahamud et al., 1996, p. 47; Bermúdez, Rodríguez, Martínez y Terry, 2003, p. 1). Aunque la digestión termófila reduce el tiempo del proceso, demanda más control ya que se produce nitrógeno amoniacal, el cual puede ser un inhibidor del proceso, y la mayoría de la energía producida se usará para calentar el reactor donde se obtendrán las temperaturas necesarias en el proceso termófilo (Szúcs et al., 2012, p. 50). En cambio la digestión mesófila es más estable por lo que se necesita menos control, además de un menor costo operativo, lo que lo hace un proceso más atractivo para grandes volúmenes (Show, 2012, p. 326).
- **Carga volumétrica:** esto será otro factor que afectará el tiempo de estabilización. Entre mayor sea el volumen a tratar, se demorará más tiempo en estabilizarse (Show, 2012, p. 330).
- **Humedad:** se puede tratar un lodo semi-seco (cuando tiene entre 75-80% de humedad) (Szúcs et al., 2012, p. 50), sin embargo, cuando se tiene una menor humedad, aproximadamente del 60%, se mejora la

eficiencia del proceso; además se reducen costos de operación ya que la masa del lodo es menor cuando se reduce la humedad (Forster et al., 2003, p. 3).

- **Mezcla:** es importante la mezcla para que la biomasa activa este en contacto directo con el lodo crudo. Al mezclar el sustrato se homogeniza y se mantiene una temperatura uniforme, además se evita la sedimentación de partículas. De igual manera, genera la rápida dispersión de los subproductos de la digestión y de cualquier material tóxico que entre con el lodo, así evitando la inhibición de la actividad microbiana. La mezcla debe ser lenta y constante algunas veces al día (Show, 2012, p. 331).
- **Nutrientes:** deben ser suficientes para que los microorganismos vivan y se reproduzcan. En términos generales, los macronutrientes necesarios se hacen en relación con la demanda química de oxígeno (DQO/N/P) y la relación suele ser de 580:7:1. Adicionalmente, los micronutrientes como el magnesio, calcio, hierro y potasio son beneficiosos para el proceso (Show, 2012, p. 327). Muchas veces las sustancias tóxicas presentes en el lodo generan un problema para que los microorganismos puedan desarrollarse (García, 2006, p.64).

Como subproducto de la digestión anaerobia se obtiene el biogás, que es la mezcla de varios gases (70% de metano y 30% de una mezcla de dióxido de carbono, nitrógeno, hidrógeno, amoníaco y sulfuro de hidrógeno). El biogás generalmente se utiliza para la generación de energía en una planta de tratamiento, fomentando su auto-sustentabilidad (Vigeras et al., 2014, p. 294; Aviles, 2011, p. 23; Jenicek et al., 2013, p. 1739). Además de la generación de biogás, la digestión anaerobia es una tecnología con muchas ventajas y pocos inconvenientes, por lo que es una excelente alternativa para la estabilización de lodos residuales.

2. CAPÍTULO II: METODOLOGÍA

2.1. Diseño experimental

En el presente trabajo de investigación se aplicaron dos diseños experimentales completamente aleatorios comparativos (DCAC). El primero fue un diseño experimental exploratorio, que consistió en 4 tratamientos: un testigo y tres tratamientos, cada uno con una réplica. Los factores constantes utilizados en este diseño son la tierra de bosque y el lodo residual, mientras que la variable independiente es el tipo de tratamiento complementario que fue aplicado, como se observa en la Tabla 2.

Tabla 2. Factores del DCAC exploratorio

Variable independiente (Tratamiento complementario)	Factores constantes
Dosificación nutritiva ¹	Concentración de lodo (490 g)
Pasteurización	Concentración de tierra (316.4 g)

Con dichas variables, se desarrolló el primer diseño experimental:

Tabla 3. DCAC exploratorio

Tratamiento	Reactor		Lodo (g)	Tierra (g)	Tratamiento complementario
	R1	R2			
Testigo	A	A'	490 g	-	-
1	B	B'	490 g	316.4 g	-
2	C	C'	490 g	316.4 g	Dosificación nutritiva
3	D	D'	490 g	316.4 mL	Pasteurización

¹ La dosificación nutritiva se refiere a la adición de fósforo, potasio y nitrógeno (ver sección 5.1.1).

El segundo DCAC fue de optimización para mejorar el tratamiento sobresaliente obtenido con el diseño exploratorio. Al igual, consistió en 4 tratamientos: un testigo y tres tratamientos, cada uno con una réplica. En este caso, se varió entre tratamientos las concentraciones de tierra y lodo, además se adicionó diferentes tipos de dosificación: nutritiva o nutritiva salina, como se observa en la Tabla 4.

Tabla 4. Factores del DCAC de optimización

Variables independientes		
Concentración de lodo	Concentración de tierra	Tipo de dosificación
650 g	316.4 g	Nutritiva
490 g	153 g	Nutritiva salina ²

Así se desarrolló el segundo diseño experimental:

Tabla 5. DCAC de optimización

Tratamiento	Reactor		Lodo	Tierra	Tipo de nutrición
	R1	R2			
Testigo	E	E'	650 g	-	-
1	F	F'	490 g	316.4 g	Dosificación nutritiva
2	G	G'	490 g	316.4 g	Dosificación nutritiva salina
3	H	H'	650 g	153 g	Dosificación nutritiva

² La dosificación nutritiva salina se refiere a la adición de fósforo, potasio, nitrógeno y solución salina (ver sección 5.1.2.).

La cantidad del lodo y tierra agregados en ambos diseños experimentales fueron calculados mediante un balance de masa utilizando el volumen requerido y la densidad de los componentes (ver sección 3.1.).

2.2. Recolección de muestras

2.2.1. Recolección de lodo

Del sedimentador secundario de la Planta Piloto de la EPMAP ubicada en la descarga “El Batán”, se recolectaron aproximadamente 100 litros de lodo residual con ayuda de una bomba, entre los meses de enero a mayo de 2015.

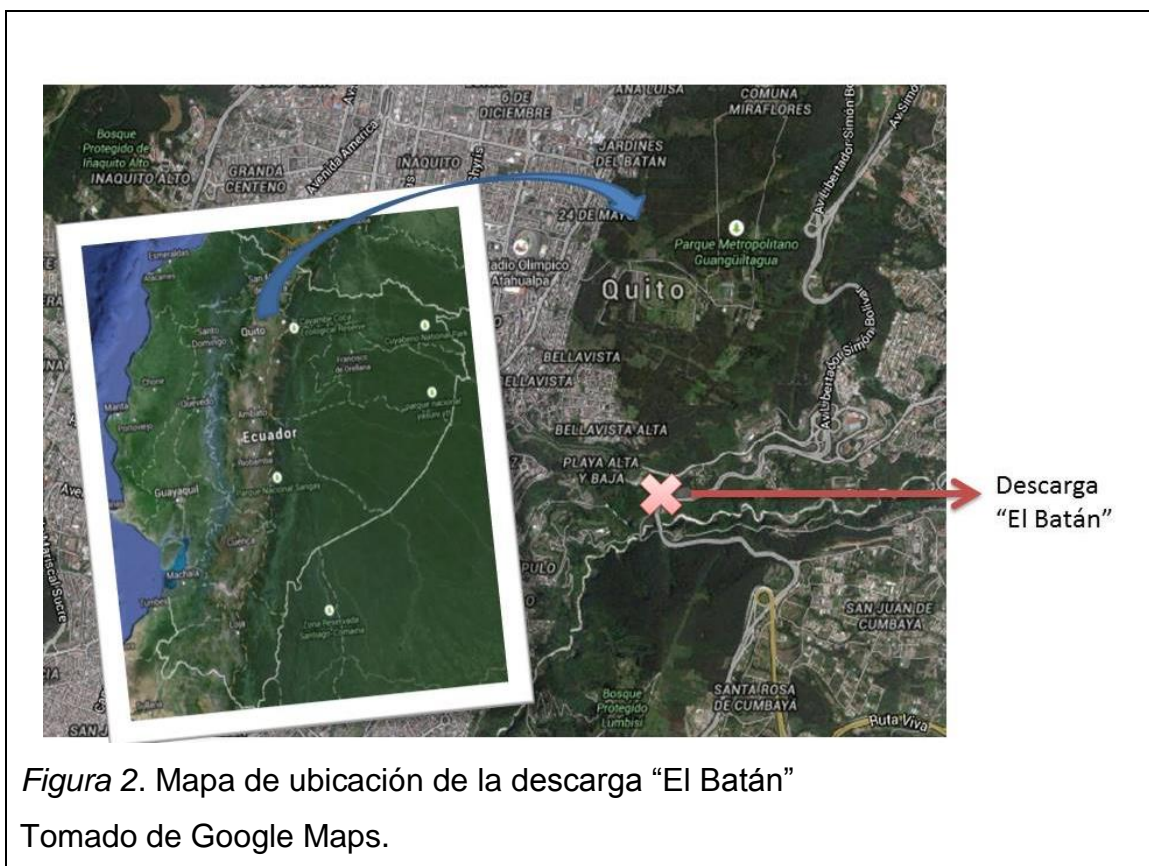


Figura 2. Mapa de ubicación de la descarga “El Batán”
Tomado de Google Maps.

2.2.2. Recolección de tierra de bosque

Se recogió con una pala 5 kg de tierra negra de un bosque ubicado en la parroquia de Calacalí (aproximadamente a 30 min de Quito) (Figura 3). Con el fin de eliminar elementos de gran tamaño como insectos, palos y hojas, la tierra fue tamizada en una criba de diámetro 2.6 mm.



2.3. Espesado del lodo residual

La composición del lodo es mayormente agua (>90%) por su baja concentración de sólidos (Scholz, 2006, p. 166; Galvis y Rivera, 2013, p. 29). Por lo tanto, es importante reducir dicho volumen eliminando el contenido de agua mediante la deshidratación del lodo. Este factor es importante considerar tanto para el diseño como para la operación de la digestión, pues se lograrán reducir costos al disminuir el tamaño del digestor, cantidad de reactivos químicos, de equipos, tamaño de tuberías y bombas (Hara, 2009, p. 293;

Zhang et al., 2009, p. 89; Zhao, 2012, p. 155; Scholz, 2006, p. 166; You, 2012, p. 330). Además, un lodo espeso necesita menos tiempo de retención para estabilizarse (Szűcs et al., 2012, p. 56).

Por esta razón, se pre-espesó el lodo (Lodo 1) por gravedad utilizando una columna de sedimentación de 2 metros disponible en la PTAR. El proceso de espesamiento por gravedad sucede gracias a que el lodo alimentado se sedimenta y compacta en la parte inferior de la columna, pudiendo así eliminar el líquido sobrenadante. Así, de los 100 litros de lodo, se pudo obtener 36 litros de lodo pre-espesado (Lodo 2), separando 64 litros de agua.

A continuación, se efectuó una filtración con papel celulosa al lodo pre-espesado (Lodo 2) para así eliminar el contenido del agua y reducir la muestra de 36 litros a 5 litros de lodo espeso (Lodo 3). Finalmente, a este lodo se lo mezcló con tierra de bosque (Lodo 4), como bioespesante y bioacelerador, para mantener una carga orgánica estable en el digester y para aumentar la microfauna benéfica, según los balances de masa presentados en la sección 3.1 (Show, 2012, p. 330).

El proceso se observa en la Figura 4.

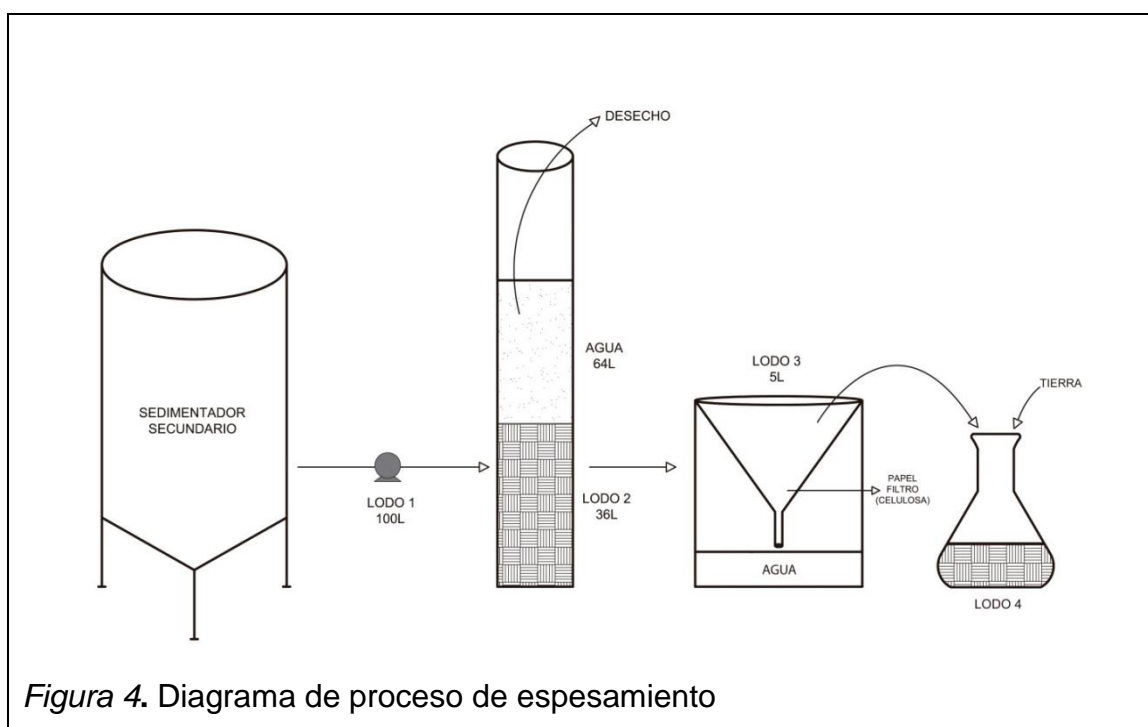


Figura 4. Diagrama de proceso de espesamiento

2.4. Pretratamiento del lodo mediante pasteurización

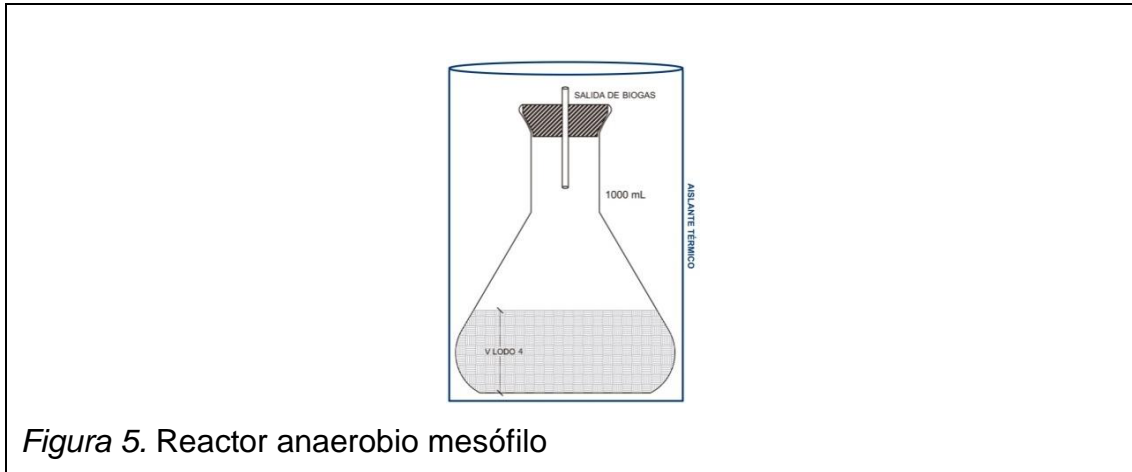
Uno de los tratamientos complementarios consistió en pasteurizar el lodo antes de su digestión biológica. Para ello la mezcla de Lodo 4 de los reactores D y D' se pasteurizó en una estufa (Wiseven Wof 165) a 70°C durante 30 minutos. Inmediatamente se prosiguió con el proceso de digestión (ver sección 2.5.).

2.5. Proceso de estabilización anaerobia mesófila

El proceso de digestión anaerobia utilizado en este proyecto fue realizado en batch (lote), de una etapa, en paralelo, es decir, solo se alimentó a los reactores una vez hasta la finalización del proceso, con un sustrato bajo en sólidos. Fue una digestión mesófila por su temperatura de operación de alrededor de 20°C.

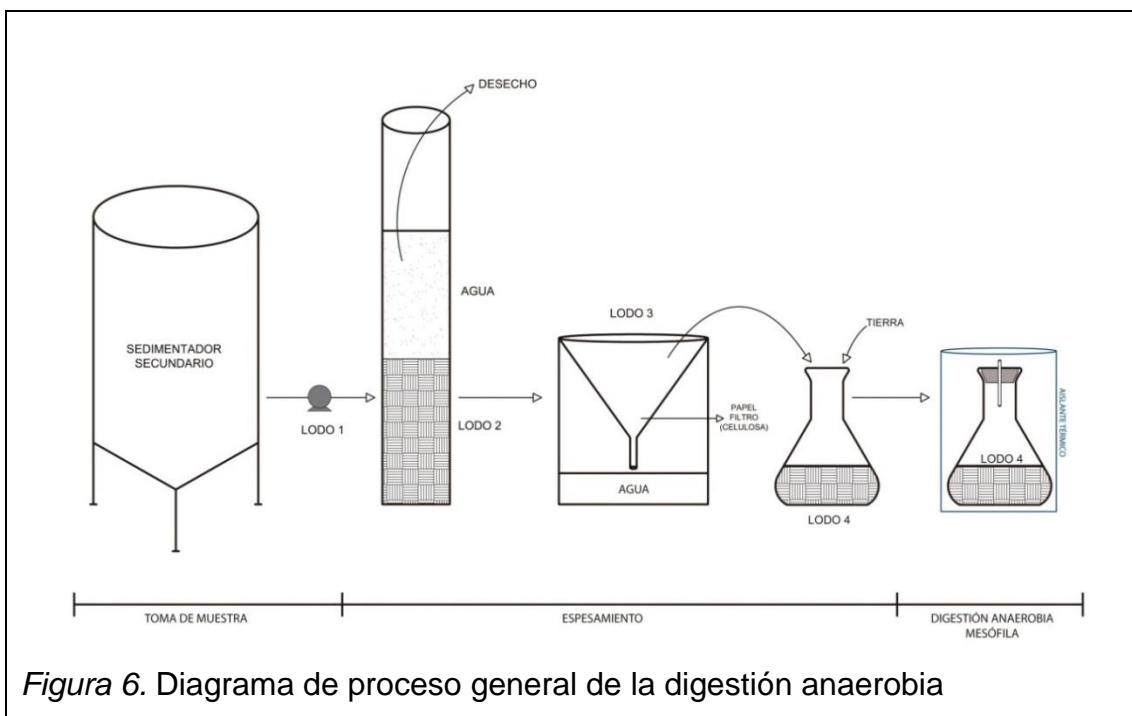
Para cada reactor se utilizó un matraz de Erlenmeyer de 1000 mL tapado con un corcho para crear un medio anaerobio y con una chimenea de vidrio para la salida del biogás. Cada reactor estaba compuesto de lodo y tierra de bosque (Lodo 4), a excepción del reactor testigo, el cual solo contenía lodo (Lodo 3) (ver diseño experimental en sección 2.1.). Se adicionó tierra de bosque con el fin de aumentar la actividad microbológica en la digestión y de reducir la humedad. Por lo tanto, de ahora en adelante en el documento se conocerá a este componente como bioacelerador. Debido que se usó un elemento biológico para el tratamiento, éste será referido como un proceso de bioestabilización.

Los reactores fueron aislados térmicamente de manera individual con tela aislante térmica (Thermolón®) y en conjunto ubicados en una caja de cartón aislada con la misma tela. Esto con el fin de evitar los cambios bruscos de temperatura y evitar la inhibición de la actividad microbiana.



Con un tiempo de retención de 30 días, se puso en marcha el proceso de bioestabilización añadiendo una solución de fósforo, nitrógeno y potasio (ver sección 2.5.1.1 y 2.5.1.2) y mezclando (ver sección 2.5.2) para fomentar el crecimiento microbiano, manteniendo un ambiente anóxico. Al finalizar el proceso de bioestabilización se procedió a secar el biosólido a temperatura ambiente.

El proceso aplicado en este proyecto se puede observar en el siguiente diagrama:



2.5.1. Adición de nutrientes

2.5.1.1. Dosificación nutritiva

Según el diseño experimental explicado en la sección 2.1., se añadió a los respectivos tratamientos 4mL de una solución al 0.1% de nutrientes compuesta por 10% nitrógeno, 40% fósforo y 10% de potasio. Esto se lo realizó dos veces al día (una dosis en la mañana y una en la noche).

2.5.1.2. Dosificación nutritiva salina

Se preparó la solución salina al 1.0% utilizando 1 gramo de cloruro de sodio (sal común de mesa) y 100 mL de agua destilada.

Se adicionó 4 mL de la solución al 0.1% de nutrientes (sección 2.5.1.1.) en la mañana y 4 mL de una solución salina al 1.0% en la noche (cada día), a los tratamientos correspondientes (ver sección 2.1.).

2.5.2. Mezclado

Todos los reactores fueron homogenizados lentamente dos veces al día durante el tiempo de digestión, utilizando un agitador de vidrio.

2.6. Análisis físico-químico del lodo

2.6.1. Medición de pH y temperatura del lodo

El pH fue medido con el medidor de pH del suelo directo HANNA HI 99121 (España), introduciendo su electrodo directamente en el lodo del reactor. Esta

medición fue realizada tres veces al día la primera semana, y dos veces al día de la segunda semana a la cuarta.

El medidor de pH del suelo directo HANNA HI 99121 tiene incluido un termómetro automático en el sensor, por lo que cada vez que se obtuvo un valor de pH, se obtuvo uno de temperatura.

2.6.2. Determinación del porcentaje de sólidos totales en el lodo

Para la determinación del porcentaje de sólidos totales (ST) en el lodo, se utilizó el método ISO 11465:1993. Se pesó aproximadamente 20 g de lodo en una cápsula de porcelana seca (a) y tarada (c) en una balanza analítica (Ohaus Adventurer). Esta muestra se secó en una estufa (Wiseven Wof 165) a 105°C durante 24 horas y se la transporta a un desecador para posteriormente pesarla (b). Este análisis se lo hizo una vez por semana a muestras de todos los tratamientos con sus respectivas réplicas.

El contenido, expresado en porcentaje, de ST del lodo se calculó con la siguiente fórmula:

$$\text{Sólidos totales (\%)} = \frac{b-c}{a-c} \times 100 \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde:

a= masa del lodo inicial + cápsula (g)

b= masa del lodo seco + cápsula (g)

c= masa de la cápsula (g)

2.6.3. Determinación de sólidos volátiles en el lodo

Para obtener el contenido de sólidos volátiles (SV) mediante gravimetría, se colocó la cápsula con lodo seco proveniente del método 2.6.2, en una mufla (Snol E5CN) a una temperatura de 550°C, por 2 horas (calcinación). Una vez fría la cápsula se la volvió a pesar (b) en una balanza analítica (Ohaus Adventurer). El contenido de SV, expresado en porcentaje se calculó con la siguiente fórmula:

$$\text{Sólidos volátiles (\%)} = \frac{a-b}{m} \times 100 \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

a= masa del residuo + cápsula antes de la calcinación (g)

b= masa del residuo + cápsula después de la calcinación (g)

m= masa del lodo inicial colocada en la cápsula previo al secado a 105°C (g)

2.6.4. Determinación de metales pesados en el lodo

Se realizó el análisis de los metales pesados del lodo al inicio y al final del proceso, para el lodo con mejores resultados de estabilización. Los análisis se realizaron en Lasa (ver anexo 1), laboratorio ambiental certificado, mediante absorción atómica, siguiendo los siguientes métodos:

- **Arsénico:** APHA 3114 C
- **Cadmio:** APHA 3111 B / EPA 7000 B
- **Mercurio:** APHA 3112 B
- **Plomo:** APHA 3111 B / EPA 7000 B

Estos metales fueron elegidos puesto que se encuentran frecuentemente en los lodos de aguas residuales de acuerdo a la EPA (Wang, 2012, pg. 78).

2.6.5. Determinación de macronutrientes

Para el análisis de macronutrientes, se prosiguió de la misma manera que el análisis de metales pesados: al inicio como al final del lodo con mejores resultados. Los análisis fueron realizados por el laboratorio Lasa (ver anexo 1), siguiendo los siguientes métodos:

- **N.T.K:** APHA 4500 N C
- **Fósforo:** APHA 4500 P E

2.6.6. Digestión del lodo mediante respirometría

El análisis de la digestión del lodo se realizó mediante el método de respirometría utilizando botellas OxiTop (WTW, Alemania), el cual utiliza el cambio de presión en la botella como la manera de determinar el consumo de oxígeno, y por lo tanto, la degradación de la materia orgánica. En la botella OxiTop se colocaron 22.7 mL de muestra de lodo de cada reactor al finalizar los 30 días del proceso de digestión, 5 gotas de inhibidor de nitrificación y un imán de agitación. En la capucha de caucho se colocaron dos granos de hidróxido de sodio, como absorbente de dióxido de carbono. Hecho esto, se colocó la botella con su agitador magnético dentro de la incubadora a 25° C, realizándose una medición diaria durante 9 días, y el valor resultante se multiplicó por un factor de corrección, en este caso, igual a 100.

2.6.7. Análisis microbiológico del lodo

Se estudiaron dos parámetros microbiológicos: coliformes totales y huevos de helmintos. Los helmintos son los parásitos más comunes dentro del lodo residual, y es muy resistente a los tratamientos de estabilización por lo que es un buen indicador de eficiencia (Wang, 2012, p. 57). Los coliformes son un buen indicador sobre la eficiencia de los procesos de tratamiento de

destrucción de bacterias; también son indicadores de la concentración de Salmonella, por lo tanto si se reducen los coliformes refleja un decrecimiento de Salmonella (Castrejón et al., 2000, p. 5). Los huevos de helmintos fueron analizados por Centrocesal Cia. Ltda., un laboratorio ambiental certificado (ver anexo 2), mediante el método EPA 9132.

El conteo de coliformes totales se realizó mediante las Placas 3M™ Petrifilm™ (Estados Unidos) para recuento de coliformes. Estas placas están formadas por un medio de Violeta Rojo Bilis modificado, que es un agente gelificante soluble en agua fría, y un indicador de tetrazolio que facilita la enumeración de colonias. Además, cuenta con un film superior que atrapa el gas producido por la fermentación de la lactosa por los coliformes. Este mecanismo permite que se puedan observar las colonias de coliformes, haciendo posible su conteo (3M™, s.f.). Para hacer uso de los Petrifilm™, fue necesario realizar dos diluciones debido a que el lodo tiene un color oscuro. La primera dilución consistió en colocar 1 mL de lodo en 9 mL de agua peptonada estéril. En la segunda dilución se colocó 1 mL de la primera dilución en otros 9 mL de agua peptonada, y se dejó reposar por 15 minutos. Se prosiguió a inocular, colocando la placa Petrifilm™ en una superficie plana, colocando con una pipeta 1 mL de esta preparación en el centro de la placa Petrifilm™. Una vez listas las placas, se las situó con la cara arriba en la incubadora a 37°C durante 48 horas, para posteriormente, realizar el conteo de todas las colonias presentes en la placa, reflejando el número de coliformes totales. Este resultado fue multiplicado por 100 debido a la doble dilución preparada.

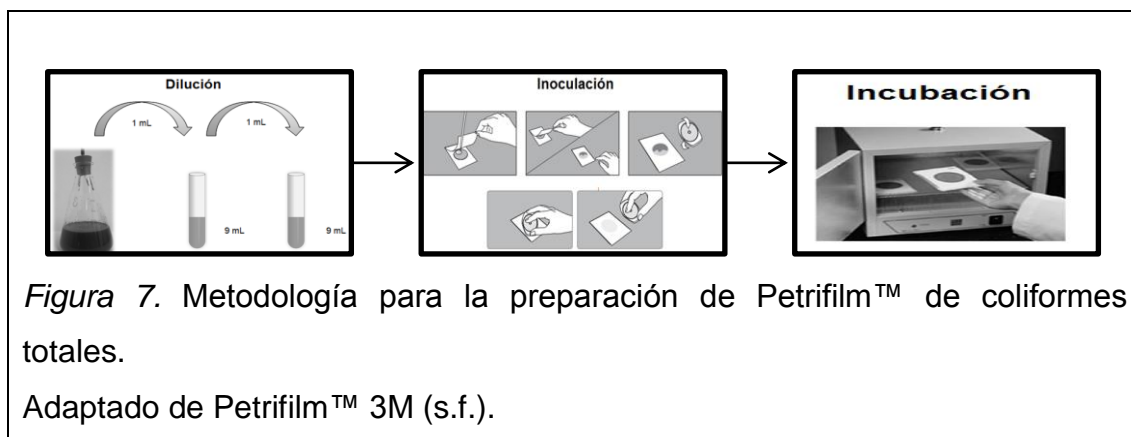


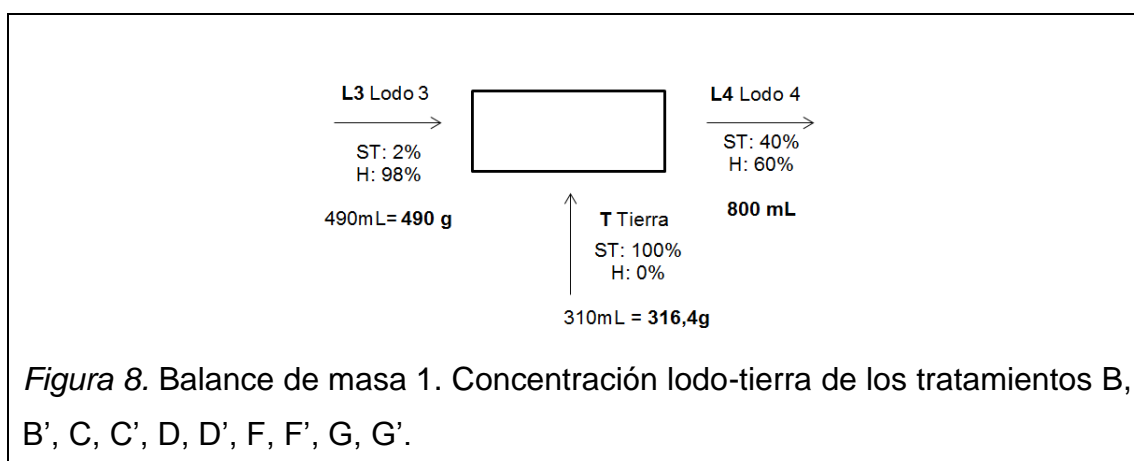
Figura 7. Metodología para la preparación de Petrifilm™ de coliformes totales.

Adaptado de Petrifilm™ 3M (s.f.).

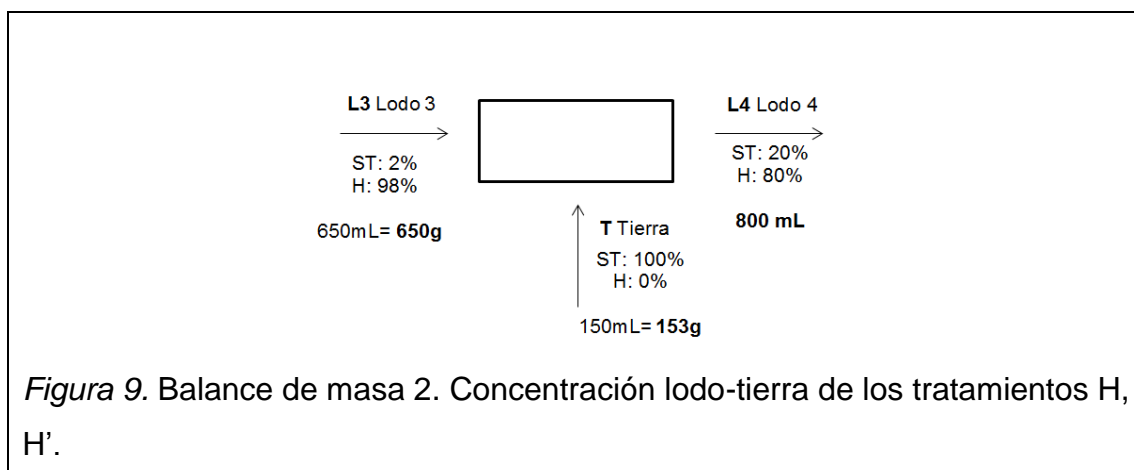
3. CAPÍTULO III: RESULTADOS

3.1. Balance de masa lodo-tierra de los reactores anaerobios

Las concentraciones de lodo y tierra de los tratamientos B, C, D, F, G y sus respectivas réplicas, fueron calculadas mediante un balance de masa (anexo 3) con el fin de obtener un porcentaje de humedad final del 60%, ya que estudios han demostrado que un lodo semi-seco (entre 15-40% de materia seca) ayuda a optimizar el proceso de digestión anaerobia mesófila (You, 2012, p. 330; Show, 2012, p. 331; Szűcs et al., 2012, p. 51; National, 1996, p. 52). Los resultados del balance de materia se presentan a continuación:



Para el tratamiento H y su réplica, las concentraciones de lodo y tierra fueron calculadas con el fin de obtener una humedad del 80%, con el siguiente balance de masa:



El Lodo 3, es decir después de la filtración (ver Figura 4), contiene aproximadamente 2% de sólidos totales, como se puede observar en la Figura 10. Este fue el valor utilizado para los cálculos de los balances de masas presentados previamente.

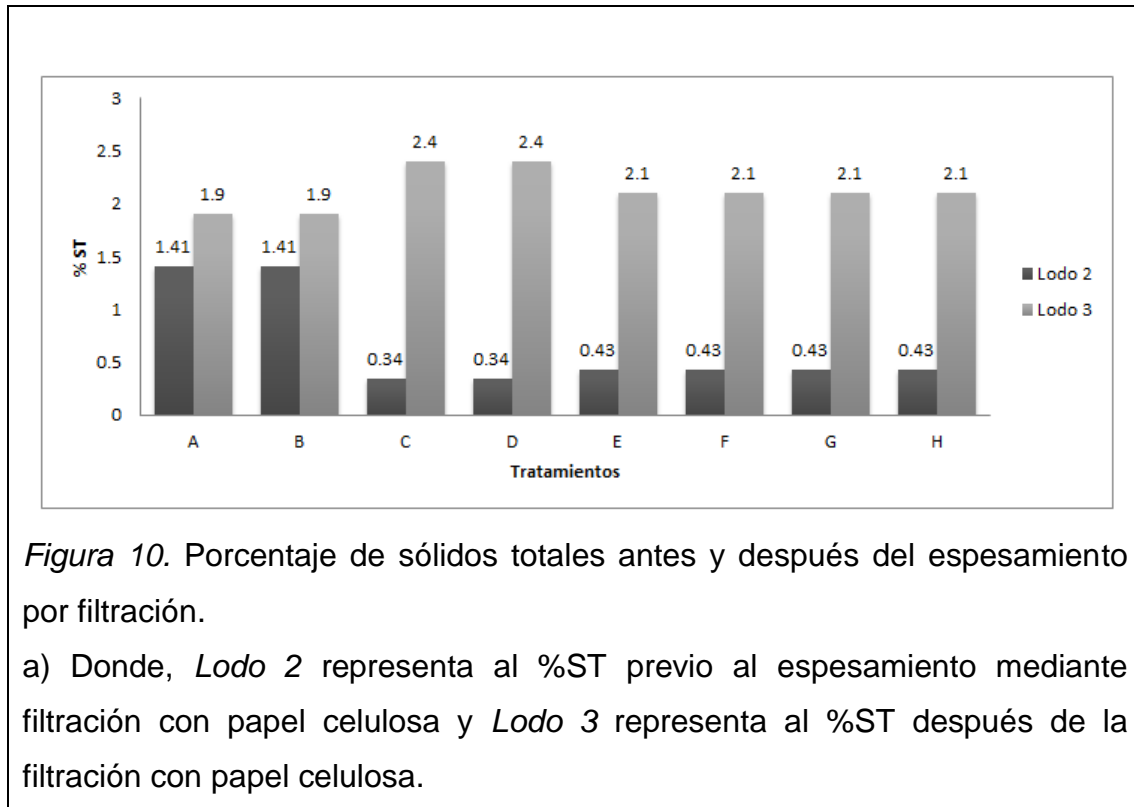


Figura 10. Porcentaje de sólidos totales antes y después del espesamiento por filtración.

a) Donde, *Lodo 2* representa al %ST previo al espesamiento mediante filtración con papel celulosa y *Lodo 3* representa al %ST después de la filtración con papel celulosa.

3.2. Cambios de pH en la digestión anaerobia mesófila

A continuación, en la Figura 11, se presentan los resultados de las mediciones de pH para los cuatro tratamientos del DCAC exploratorio, medidos durante cuatro semanas, tres veces al día.

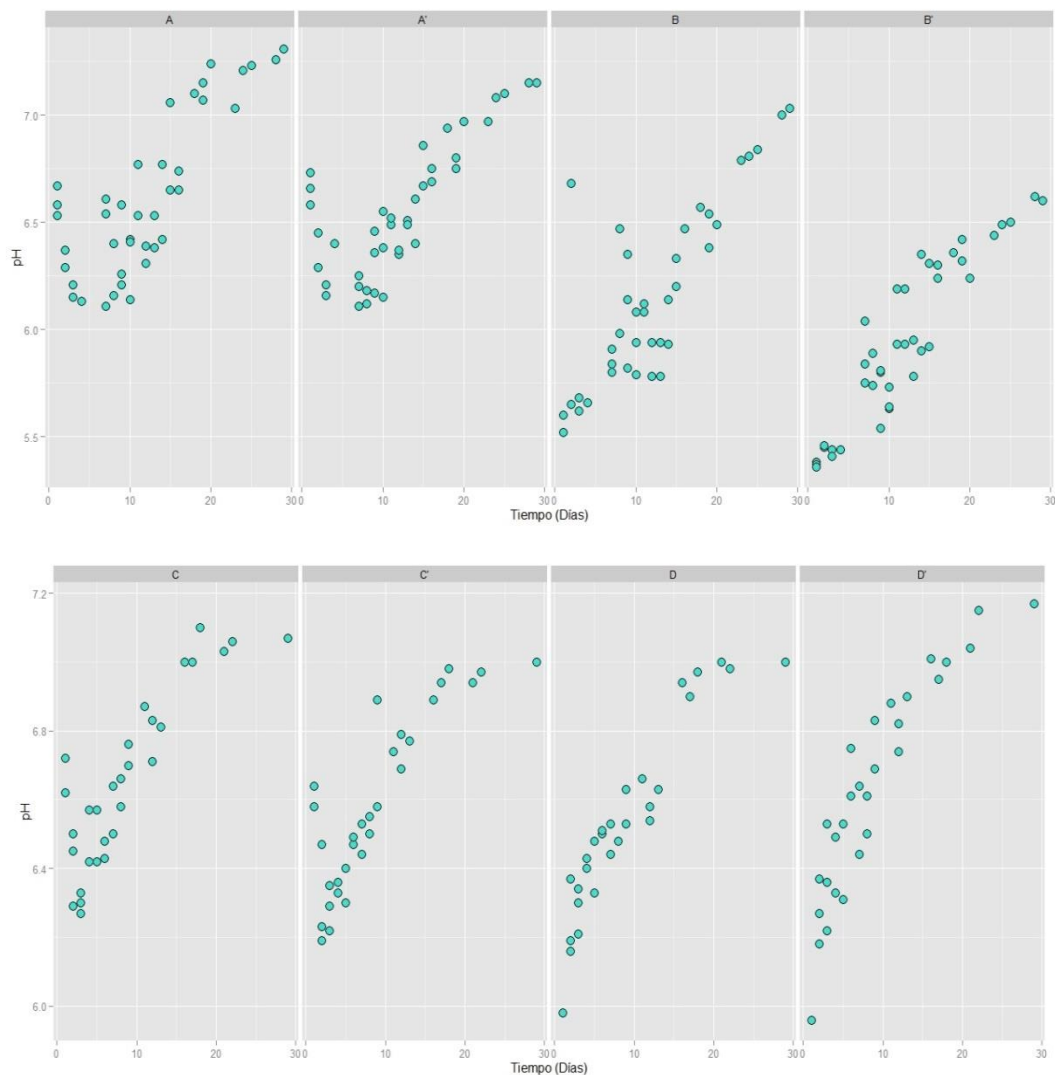


Figura 11. Cambios de pH en el tiempo para los tratamientos A, B, C y D con sus respectivas réplicas.

a) Cada tratamiento está especificado en el DCAC exploratorio de la sección 2.1.

En la Figura 12, se presentan los resultados de las mediciones de pH de los cuatro tratamientos del segundo DCAC, de optimización, medidos durante cuatro semanas, tres veces al día.

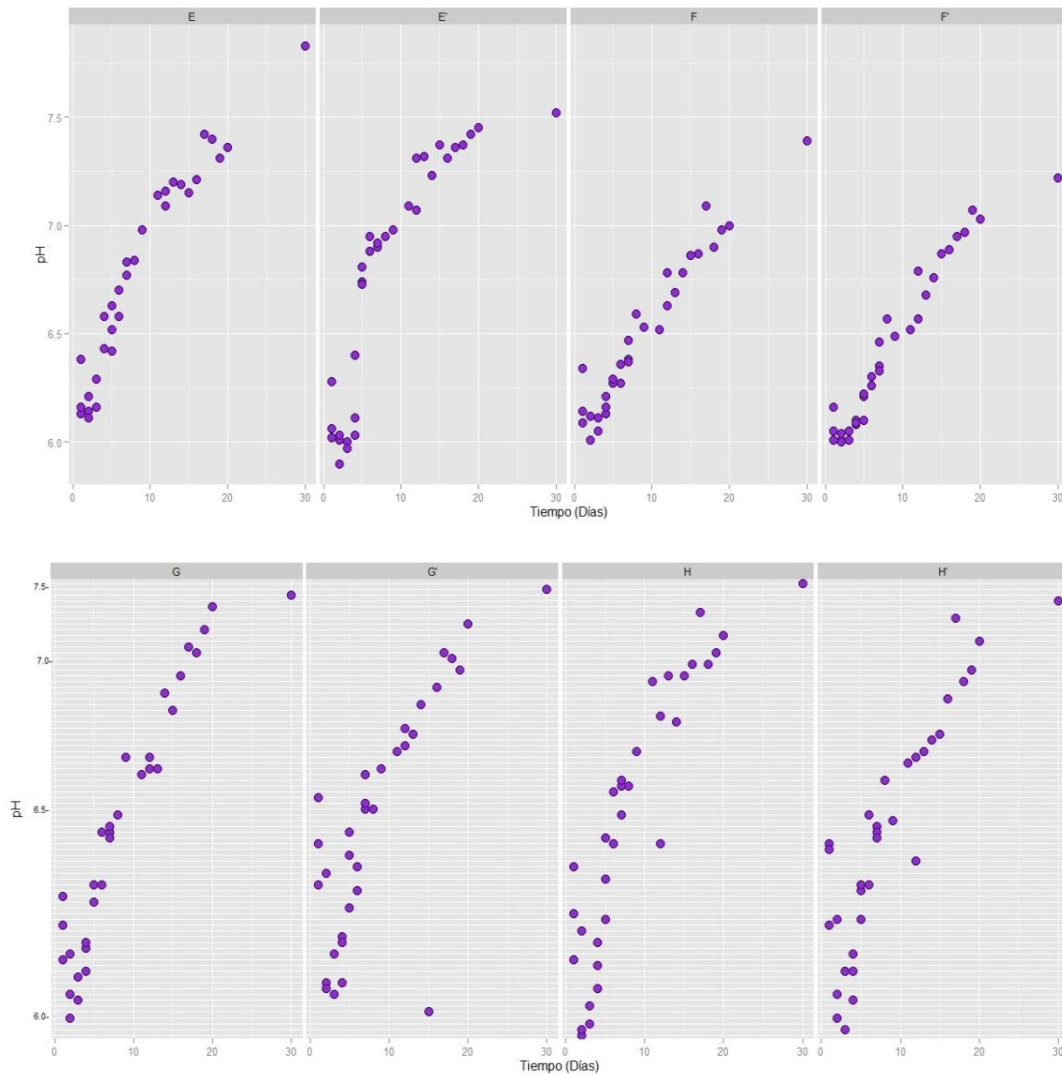


Figura 12. Cambios de pH en el tiempo para los tratamientos E, F, G y H con sus respectivas réplicas.

a) Cada tratamiento está especificado en el DCAC de optimización de la sección 2.1.

3.3. Cambios de temperatura en la digestión anaerobia mesófila

En la Figura 13, se presentan los resultados de la medición de la temperatura de los cuatro tratamientos del primer DCAC, de exploración, medidos durante cuatro semanas, tres veces diarias, en el mes de marzo de 2015.

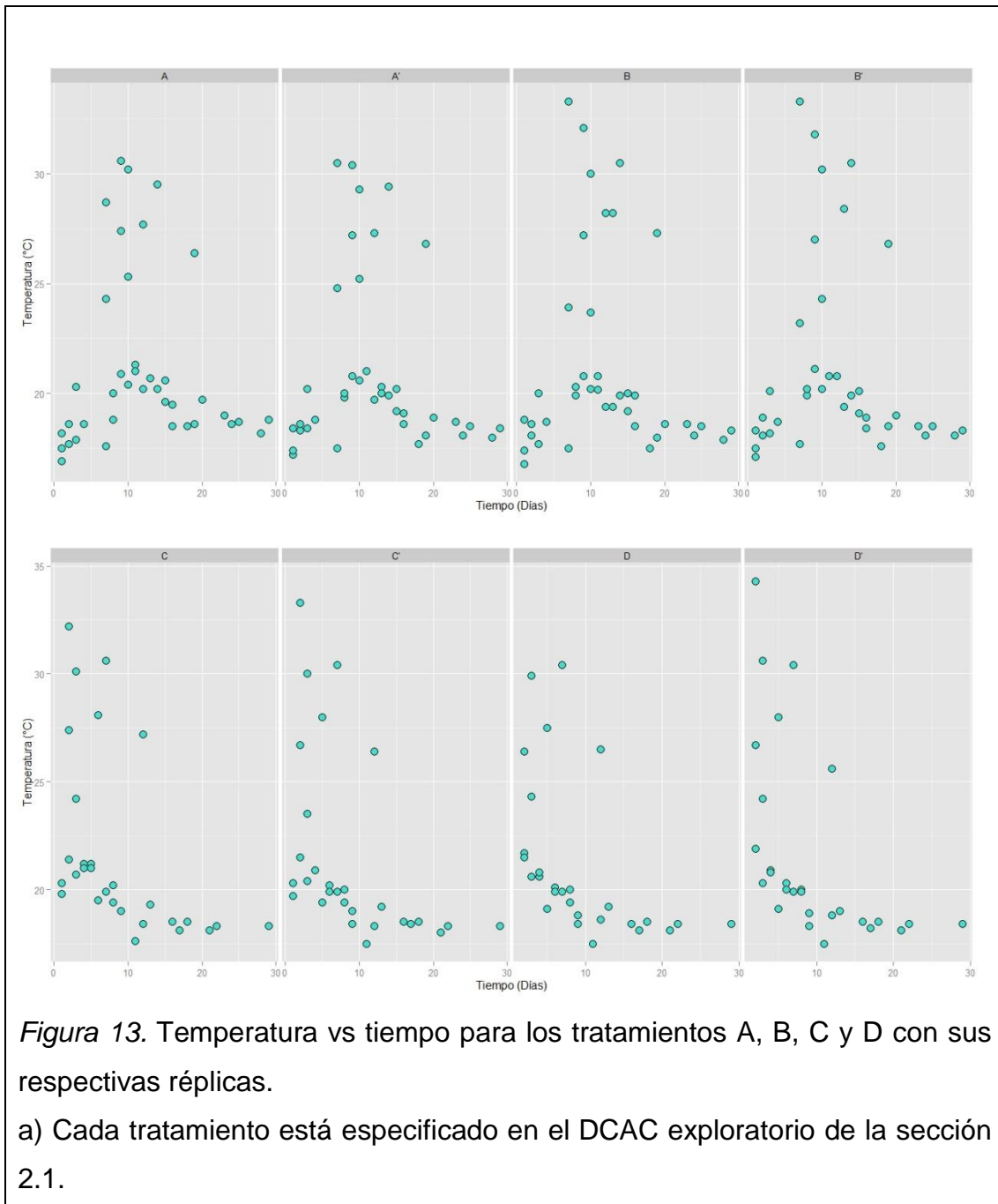


Figura 13. Temperatura vs tiempo para los tratamientos A, B, C y D con sus respectivas réplicas.

a) Cada tratamiento está especificado en el DCAC exploratorio de la sección 2.1.

En la Figura 14, se presentan los resultados de la medición de la temperatura de los cuatro tratamientos del segundo DCAC, de optimización, medidos durante cuatro semanas, tres veces diarias, en el mes de mayo de 2015.

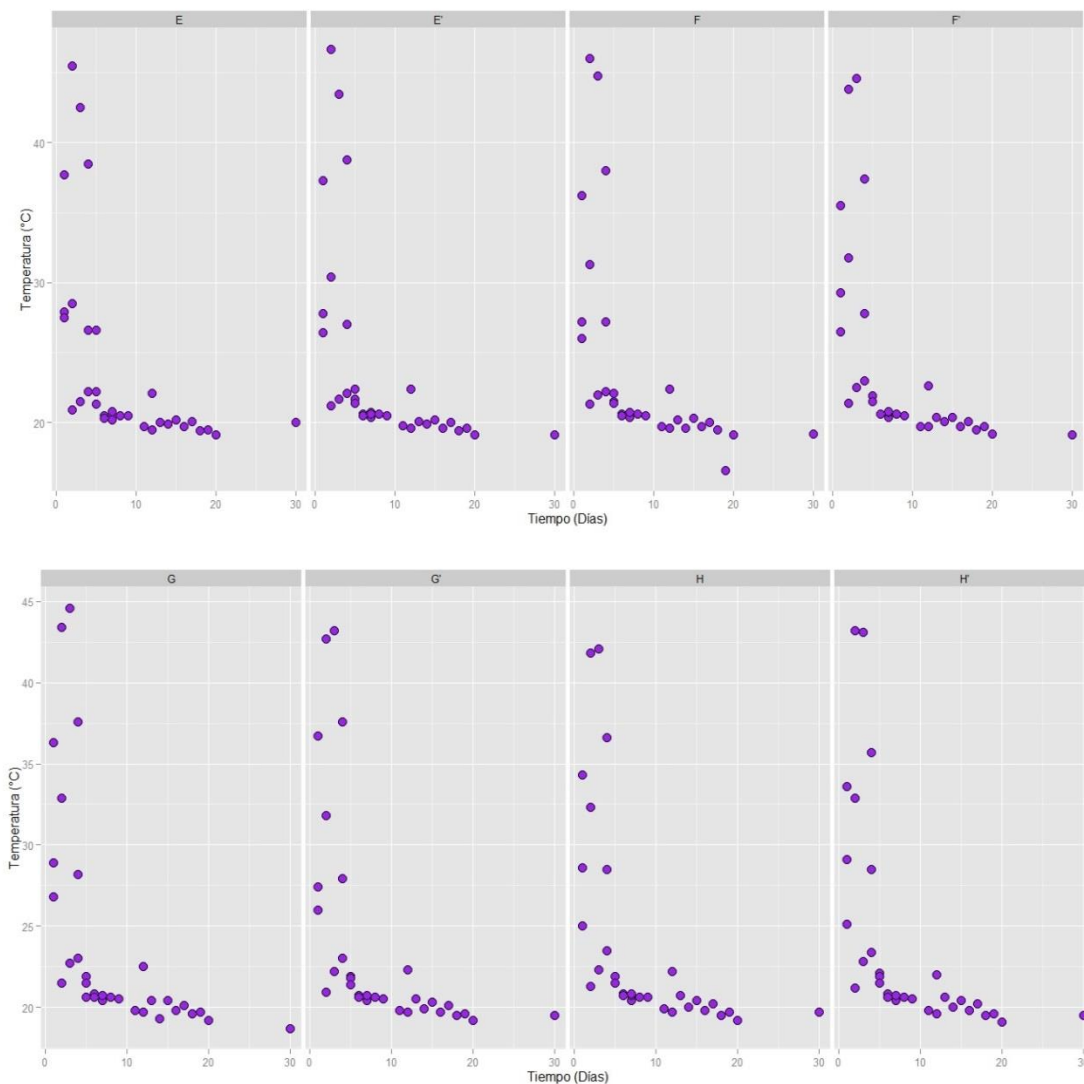


Figura 14. Temperatura vs tiempo para los tratamientos E, F, G y H con sus respectivas réplicas.

a) Cada tratamiento está especificado en la sección 2.1.

3.4. Sólidos totales en el lodo

En la Figura 15 se pueden observar las mediciones realizadas semanalmente de ST en cada tratamiento del DCAC – exploratorio.

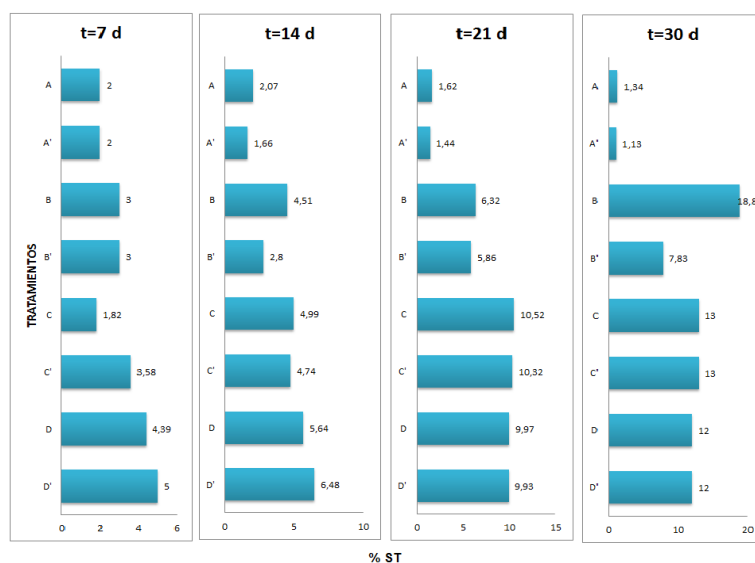


Figura 15. Sólidos totales vs tiempo para los tratamientos A, B, C y D con sus respectivas réplicas.

a) Cada tratamiento está especificado la sección 2.1.

De la misma manera, para el DCAC de optimización se realizaron mediciones semanales de ST. Los resultados se presentan en la Figura 16.

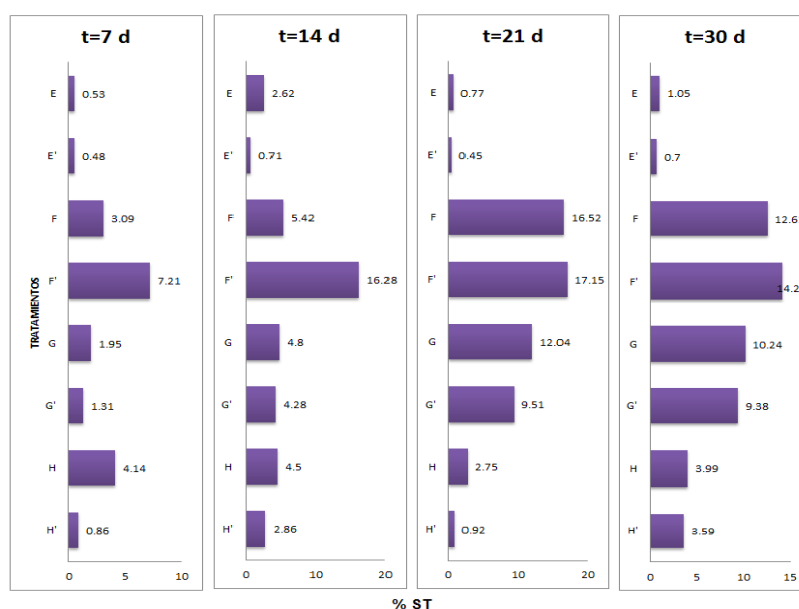


Figura 16. Sólidos totales vs tiempo para los tratamientos E, F, G y H con sus respectivas réplicas.

3.5. Sólidos volátiles en el lodo

En la Figura 17 se pueden observar las mediciones realizadas semanalmente de SV de todos los tratamientos del DCAC exploratorio.

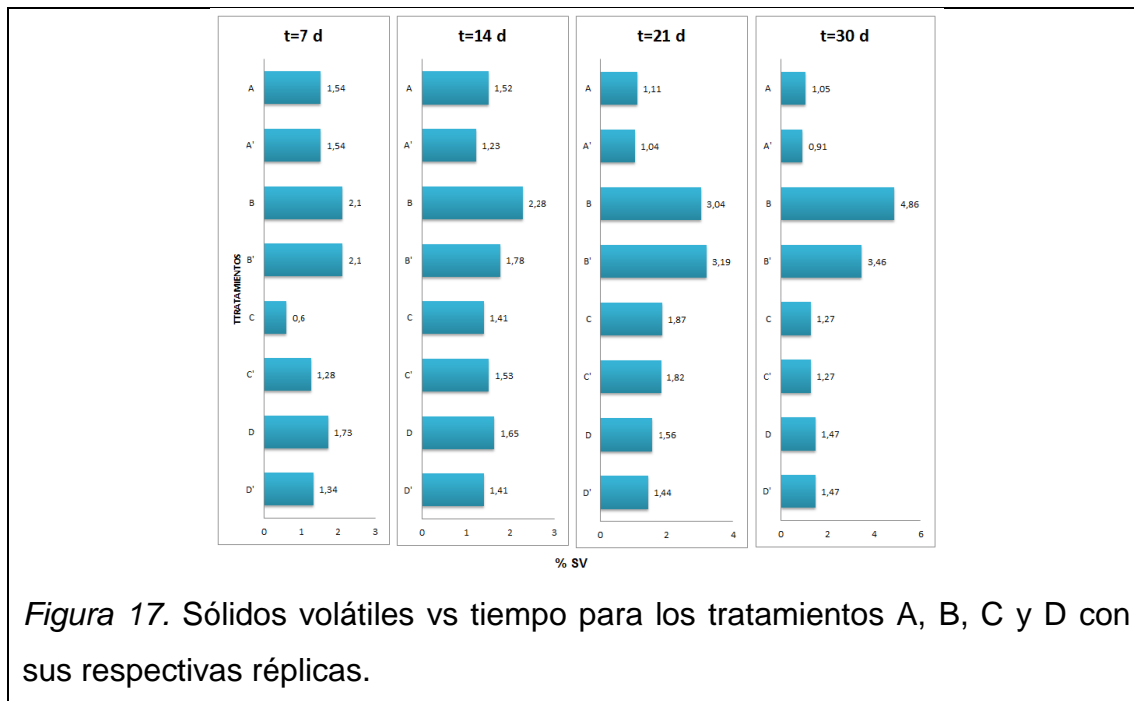


Figura 17. Sólidos volátiles vs tiempo para los tratamientos A, B, C y D con sus respectivas réplicas.

Las mediciones para el DCAC se presentan en la Figura 18.

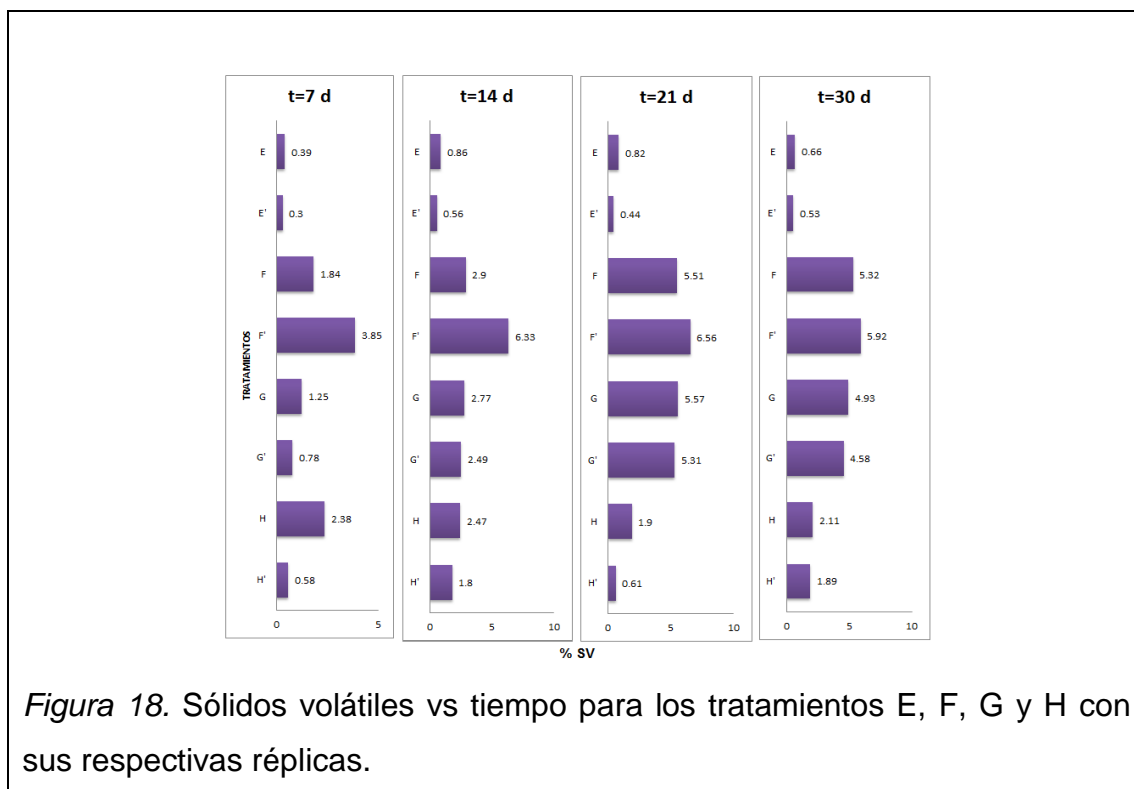
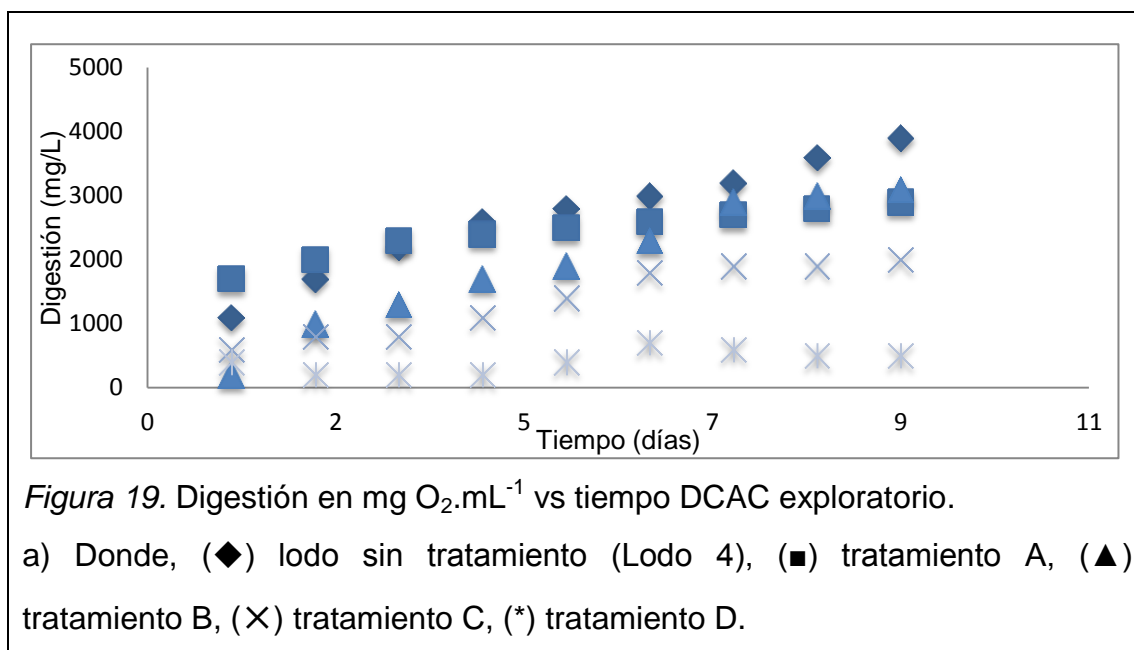


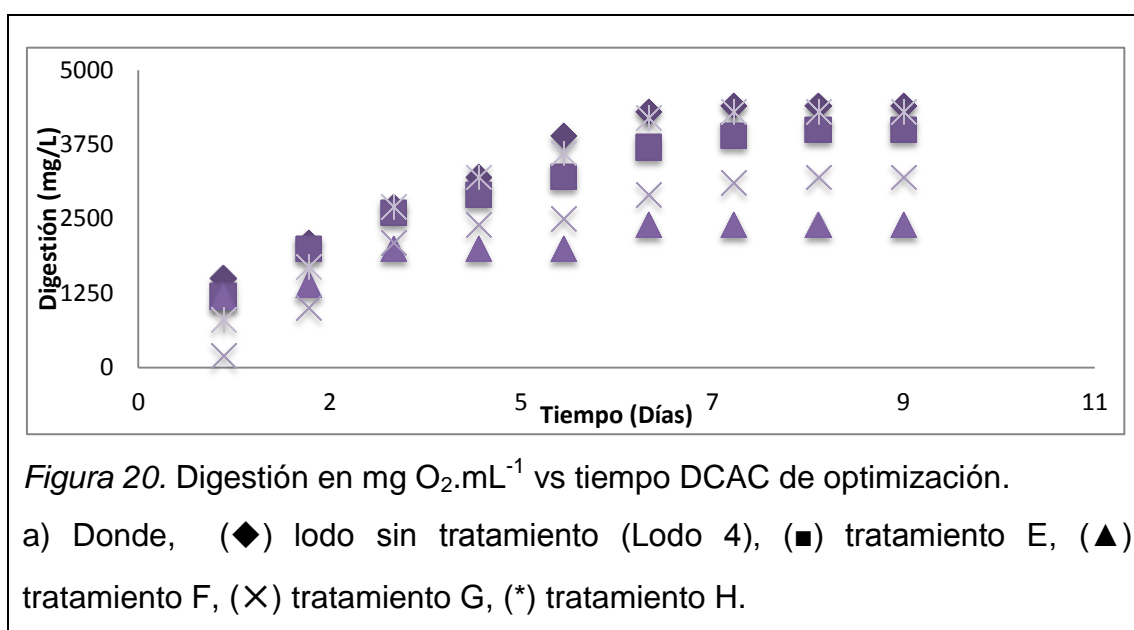
Figura 18. Sólidos volátiles vs tiempo para los tratamientos E, F, G y H con sus respectivas réplicas.

3.6. Digestión del lodo

Las mediciones de digestión efectuadas durante nueve días del lodo obtenido después del proceso de bioestabilización, de cada uno de los cuatro tratamientos del DCAC exploratorio, y del lodo sin tratar, se observan en la siguiente figura.



En la Figura 20, se presentan las mediciones de digestión de los tratamientos del DCAC de optimización.



3.7. Análisis microbiológico del lodo

3.7.1. Coliformes totales

A continuación, en la Figura 21, se presentan los resultados del conteo de coliformes totales (ver sección 2.6.7. y anexo 4) en unidades formadoras de colonias (UFC) del DCAC exploratorio.

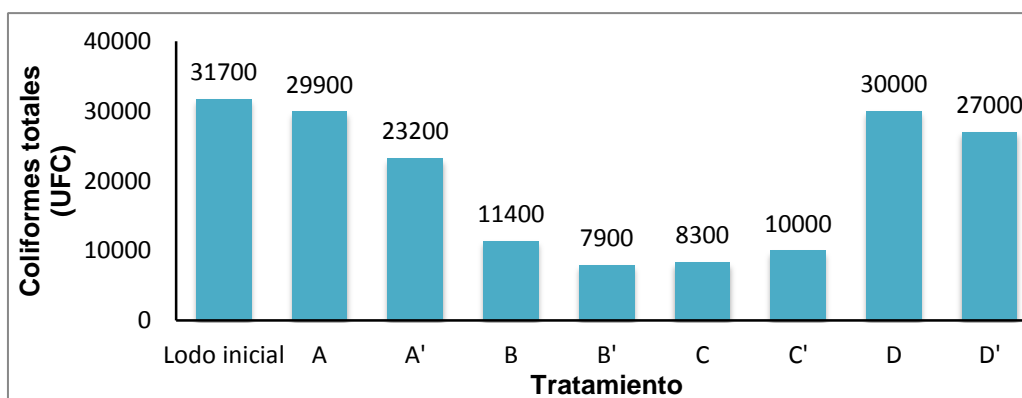


Figura 21. Conteo de coliformes totales antes y después de la digestión anaerobia mesófila del DCAC exploratorio.

En cuanto al conteo de coliformes realizado para el segundo diseño experimental, de optimización, los resultados se presentan en la Figura 22 (anexo 5).

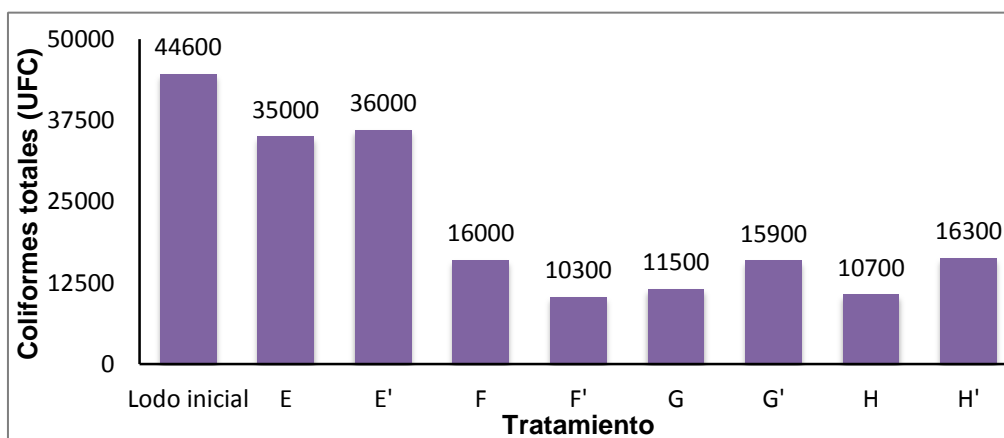


Figura 22. Conteo de coliformes totales antes y después de la digestión anaerobia mesófila del DCAC de optimización.

Una vez analizados los resultados, se determinará qué tratamiento es el más efectivo y a éste se le realizará el estudio de huevos de helmintos, metales pesados y macronutrientes con el fin de determinar el potencial de reúso del biosólido.


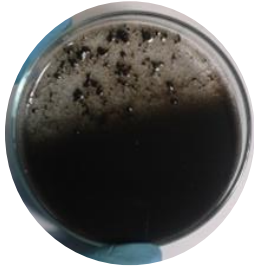
3.8. Resultados en olor, color y consistencia del lodo












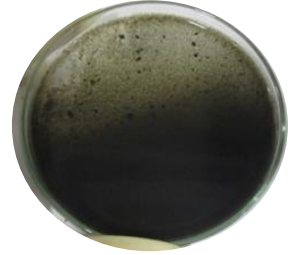
Cabe decir que el desagradable olor del lodo inicial, que es característico de un lodo residual crudo, fue disminuyendo al pasar las semanas. La disminución de olor puede ser atribuida a la biooxidación de la materia orgánica (Ceustermans, Coosemans, & Ryckeboer, 2010, p. 121).






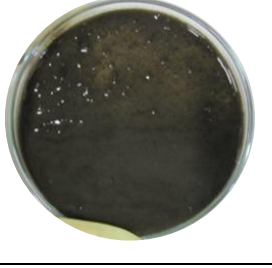



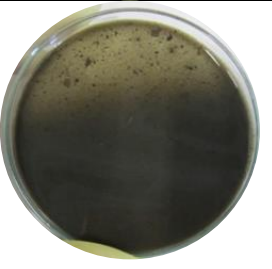
A continuación se presenta el cambio del lodo inicial con el biosólido final para cada tipo de tratamiento. Como se puede observar en la Tabla 6, el lodo inicial es de color café verdoso, espeso y grumoso. Al finalizar el tratamiento, el color del lodo se torna oscuro hasta llegar a un color café oscuro o negro. Las partículas notoriamente sólidas se sedimentan y el medio se vuelve más líquido.

Al final de este experimento, el biosólido estable fue secado al sol con el fin de eliminar el exceso de agua y que de esta manera la consistencia sea parecida a la de una tierra negra o abono.

Tabla 6. Composición del lodo antes y después de la bioestabilización

Tratamiento	Lodo inicial	Lodo final
A		

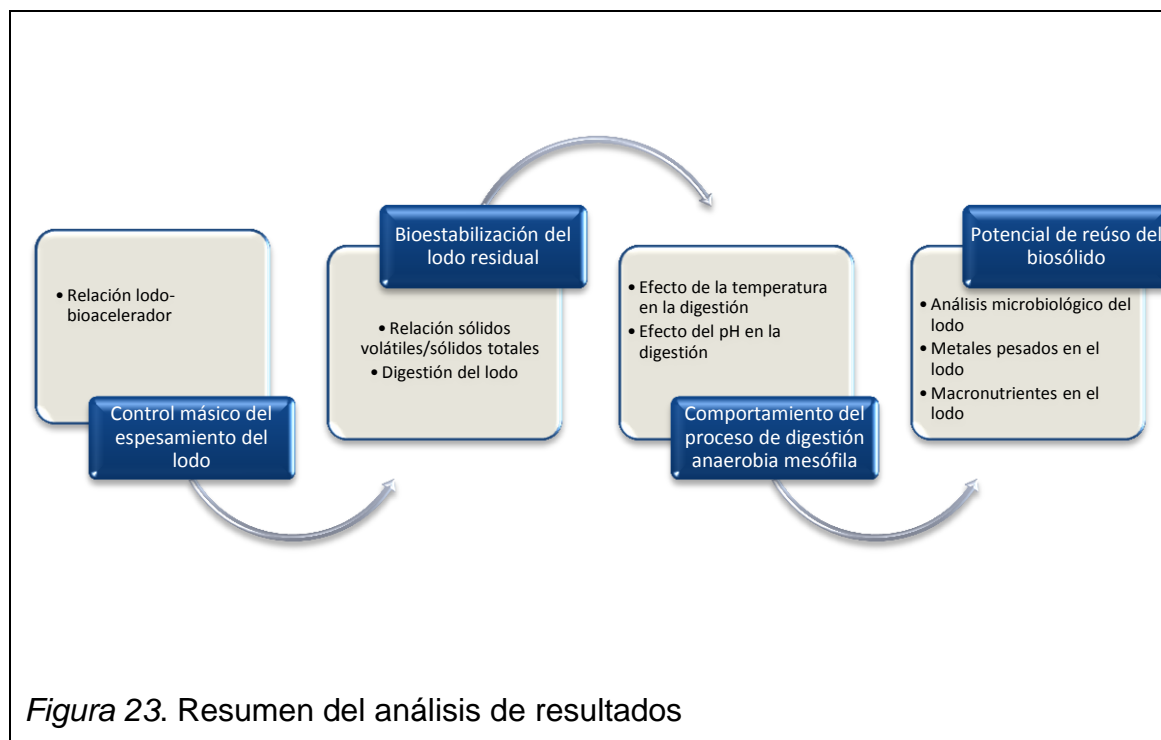
Tratamiento	Lodo inicial	Lodo final
B		
B'		
C		
C'		
D		
E		

Tratamiento	Lodo inicial	Lodo final
F		
F'		
G		
G'		
H'		

4. CAPÍTULO IV: ANÁLISIS DE RESULTADOS

En el siguiente capítulo se discuten los resultados obtenidos a lo largo del proceso de bioestabilización. Se estudiaron los parámetros de temperatura y pH, que son indicadores del comportamiento microbiano de la digestión anaerobia mesófila. El cambio del pH reflejó la producción de ácidos orgánicos resultante de la digestión en la hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y presumiblemente metanogénesis. Sin embargo, estos no son parámetros que determinan la estabilización del lodo; por lo contrario, la estabilización se comprueba mediante la relación SV/ST, que debe ser menor a 0.6, ya que este coeficiente representa la fracción de materia orgánica biodegradable y remanente en el lodo. Adicionalmente, se comprobó la estabilización del lodo con el parámetro de digestión (mg/L). Por último, una vez determinada la obtención de un biosólido estable, se analizó los parámetros limitantes para poder reutilizarlo: contenido de patógenos, de metales pesados y de macronutrientes.

Según el análisis bibliométrico presentado en la primera sección de este capítulo, es notoria la falta de investigaciones en el área de aprovechamiento de biosólidos a pesar de existir un programa nacional y plan de desarrollo que promueve la investigación en esta área. El presente trabajo de titulación se enfocó en la interacción de variables necesarias para determinar la estabilización de un lodo proveniente de una planta de tratamiento y, su potencial de reuso. Los temas a tratar en el siguiente capítulo son los expuestos en la Figura 23.



4.1. Bibliometría

La estabilización de lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas es de interés nacional, pues el Plan Nacional del Buen Vivir tiene como objetivo “Garantizar los derechos de la naturaleza y promover un ambiente sano y sustentable” (SENPLANDES, 2013). Además, el Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos (PNGIDS), propuesto por el MAE, intenta disminuir la contaminación ambiental y mejorar la calidad de vida de los ciudadanos potenciando la recuperación de materiales, como la producción de biosólidos, para fomentar el reciclaje y el aprovechamiento energético (biogás) (MAE, 2014). Al mismo tiempo, en el DMQ, la EPMAPS promueve el Programa para la Descontaminación de los Ríos de Quito, donde se menciona que es necesario implementar un programa de gestión para los biosólidos generados en PTARs para una apropiada disposición de acuerdo a criterios técnicos (Ávila, Guerrón, Carolina, Flores, & Andrade, 2014, p. 4). Sin embargo a la fecha, agosto de 2015, apenas se han publicado a nivel nacional alrededor de 15 investigaciones sobre lodos residuales, de las cuales el 50%

se refieren a lodos de origen doméstico, y el otro 50% lodos de origen industrial. Las investigaciones sobre lodos domésticos son mayormente tesis de pregrado, principalmente de universidades de la provincia de Azuay, donde ya se dispone de una planta de tratamiento de lodos municipales. Las investigaciones referentes a lodos industriales se han estudiado en la ciudad de Quito. En la Tabla 7 se presenta en mayor detalle la situación actual sobre investigaciones realizadas en Ecuador sobre el tema planteado en el presente trabajo de titulación. De los 12 estudios realizados solamente el 25% especifican el potencial de reúso que se puede dar a los biosólidos. Por esta razón, el presente proyecto es de relevancia para la ciudad de Quito y en general para el país.

Tabla 7. Bibliometría sobre la producción de biosólidos en Ecuador

Item	Lugar	Estudio	Tipo de lodo inicial	Reúso	Referencia bibliográfica
1	Quito	Plan de manejo de desechos sólidos y líquidos	Industrial	No mencionan	(Pérez, 2010)
2	Quito	Sedimentabilidad de los lodos	Industrial	N/A	(Arboleda, 2012)
3	Quito	Manto de lodos UASB	Doméstico	N/A	(López, 2011)
4	Azuay	Digestión anaerobia	Doméstico	No mencionan	(Lituma, 2010)
5	Azuay	Estabilización por lombricultura	Doméstico	Suelos agrícolas	(Avilés, 2011)

6	Loja	Dentro del mejoramiento del sistema de alcantarillado se menciona el tratamiento de lodos	Domestico	N/A	(Reátegui, 2013)
7	Ambato	Dentro del mejoramiento del sistema de alcantarillado aplican un diseño de tratamiento de lodos por digestión anaerobia	Doméstico	No mencionan	(Viteri, 2012)
8	Azuay	Compost de suelos con hidrocarburo	Industrial	N/A	(Castro, 2014)
9	Azuay	Espesadores a gravedad de lodos	Doméstico	No mencionan	(Espinoza et. al., 2013)
10	Azuay	Deshidratación del lodo	Industrial	Material de construcción	(Bermeo et. al., 2014)
11	Guayas	Estudio de factibilidad para el tratamiento de lodos	Industrial	No mencionan	(Guzmán, 2011)
12	Guayas	Caracterización de biosólido	Industrial	Uso agrícola	(Mosquera, 2004)

4.2. Control másico en el espesamiento del lodo

En la sección 2.3 se presentó el proceso de la deshidratación y espesamiento del lodo proveniente de la PTAR de la descarga “El Batán”. Se determinó que de cada 100 L de lodo inicial, se obtuvieron 5 L de lodo deshidratado; es decir, se redujo el volumen del lodo al 5%. Hazen & Sawyer (2014) reportaron una producción de lodos de 488 L.d^{-1} en la planta piloto, por tanto - después del proceso de espesamiento de la sección 2.3 - se pudieran obtener 25 L de lodo deshidratado listos para mezclarse con bioacelerador (tierra de bosque).

En la Tabla 8 se presentan los datos de la relación lodo-bioacelerador necesaria para bioestabilizar un lote (1 día) de producción de lodos provenientes de la PTAR piloto. Tomando como base de cálculo 488 L de lodo residual, se obtendrían 463 L de agua residual como producto del espesamiento del lodo y 25 L de lodo residual deshidratado. A estos 25 L se los debe mezclar con 15 L de bioacelerador (según la proporción de la Figura 24), y así se obtienen 40 L de lodo listo para digerir (Lodo 4).

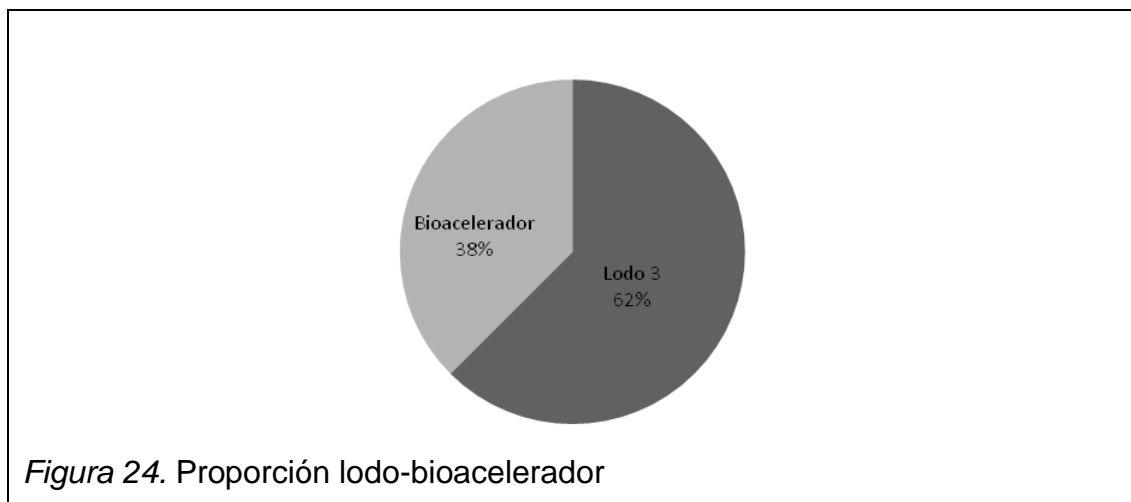
Tabla 8. Balance de materia a considerar para la digestión de un lote de lodo residual por cada 488 L.d^{-1} de lodo proveniente de una PTAR.

	ENTRADAS		SALIDAS
	<i>Lodo 3 (L)</i>	<i>Bioacelerador (L)</i>	<i>Lodo 4 (L)</i>
Masa sólida	0,5	15	15,5
Masa H₂O	24,5	0	25,5
Masa total	25	15	40

Nota: Cualquier cambio de concentración (p.ej. ST), se lo debe hacer con ayuda del balance de masa 1 (sección 3.1).

Es decir, en una jornada de trabajo, por cada 100 L de lodo residual de una PTAR se obtendrían 8.2 L de lodo listo para digerir (Lodo 4), utilizando 3.2 L de bioacelerador. Al final del proceso de bioestabilización se obtuvieran 28 L de biosólido reutilizable por la reducción de volumen explicada en la sección 4.3.1.1.

En la Figura 24 se presenta la relación volumétrica entre el bioacelerador y lodo espeso. De esta información se deduce que la cantidad de bioacelerador es significativa en relación a la cantidad de lodo. Para futuros estudios se recomienda la optimización de la cantidad de bioacelerador con el objetivo de utilizar menor cantidad de material de origen natural, en pos de no afectar la biodiversidad.



El control másico es importante en el proceso de la bioestabilización ya que la humedad del sustrato está directamente relacionada con la consistencia del lodo y los costos de los procesos (Show, 2012, p. 329; Surroop, 2012, p. 248). Es necesario que el lodo no esté completamente seco ya que el agua permite una rápida circulación de microorganismos, nutrientes y los gases producidos en las reacciones digestivas (You, 2012, p. 330; Show, 2012, p. 331; Szűcs et al., 2012, p. 51; National, 1996, p. 52). Sin embargo, excesos de humedad provocarían la saturación de los poros de la masa en detrimento de la actividad y fisiología microbiana (Bueno, Díaz, Cabrera, et al., 2008, pp. 2–3). Por esta razón, en el presente trabajo de titulación se buscó reducir la humedad al 60% ya que es el contenido de humedad óptima para el compostaje (Bueno et al., 2008, pp. 2–3). Dentro del proceso de digestión anaerobia no existe en la bibliografía un porcentaje específico de humedad óptima puesto que la ausencia de oxígeno en el medio no es una preocupación; no obstante, se tomó en cuenta al 60% de humedad, al igual que en el compostaje, como

ayuda para la optimización del proceso de estabilización. El proceso denominado como espesamiento se llevó a cabo bajo el concepto de microorganismos efectivos. Este concepto fue por primera vez utilizado por el profesor japonés Teruro Higa, el cual en el presente trabajo consiste en la adición de tierra de bosque para mantener una carga orgánica estable en el digestor y para aumentar la microfauna benéfica (Show, 2012, p. 330).

4.3. Bioestabilización del lodo

En esta sección se presentan las relaciones entre sólidos volátiles y totales (SV/ST) como evidencia de la bioestabilización (Figuras 25 y 27). En la Tabla 9, se puede observar que el lodo residual utilizado en ambos DCAC se encuentra en un estado *crudo*, es decir no estable ya que la relación SV/ST es próxima a 0.8. Para que un lodo sea considerado estable, el coeficiente debe ser igual o menor a 0.6 (Guía Ambiental, s.f.; Señoret, 2010; Wang, 2012, pp. 76-77; Encarnación y Enríquez, 2014, pp. 71–73). Entre menor sea su coeficiente, se lo considerará estable, pues éste sugiere que la materia orgánica ha sufrido procesos de biotransformación.

Tabla 9. Relación SV/ST de los lodos previos a la bioestabilización

SV/ST normal para un lodo crudo	SV/ST lodo inicial DCAC exploratorio (Sección 2.1)	SV/ST lodo inicial DCAC de optimización (Sección 2.1)
0.8	0.85	0.77

Adaptado de Encarnación et al., 2014, pp.71-73; Guía Ambiental, s.f.

En la Figura 25 se presentan las relaciones SV/ST en función de las cuatro semanas de tratamiento, referentes al diseño experimental exploratorio (Sección 2.1). Como se puede observar en la figura, los tratamientos C y D consiguieron un coeficiente SV/ST menor a 0.6 en la primera semana (0.35 y 0.33 respectivamente), alcanzando así la estabilización. El tratamiento B lo consiguió en la segunda semana al obtener un coeficiente de 0.58. Por otro

lado, en el tratamiento A no se consiguió la estabilización en los 30 días de digestión. Con lo expuesto se comprueba que la adición de tierra de bosque si presenta un efecto positivo en la estabilización del lodo, pues los lodos que recibieron el bioacelerador (B, C y D) lograron la estabilización en un tiempo entre 7 a 14 días.

Los tratamientos C y D (dosificación nutritiva y pasteurización), tuvieron efectos significativos en la bioestabilización durante la primera semana. Al finalizar los 30 días el lodo del tratamiento C obtuvo un promedio de SV/ST de 0.1, y el lodo del tratamiento D un promedio de 0.12; ambos un resultado óptimo de bioestabilización. El objetivo de la adición de nutrientes fue acelerar el proceso metabólico de los microorganismos y, consecuentemente, el proceso de estabilización. Esto sucede debido a que las bacterias necesitan suficientes nutrientes (macro y micro) para desarrollarse (Show, 2012, p. 326). En la dosificación efectuada se añadió nitrógeno, fósforo y potasio: el nitrógeno es utilizado por los microorganismos para sintetizar los anillos de purina y pirimidina que forman los ácidos nucleicos, carbohidratos y lípidos; el fósforo es esencial para la síntesis de ácidos nucleicos y ATP; y el potasio es un micronutriente que actúa como un cofactor enzimático y mantiene el balance osmótico de las bacterias (Wang, 2012, p.28; Show, 2012, p. 326). Mientras que la pasteurización permitió reducir el contenido de microorganismos patógenos, sin embargo, a la vez mueren microorganismos benéficos del lodo y del bioacelerador (Araque, 2006, p. 26)

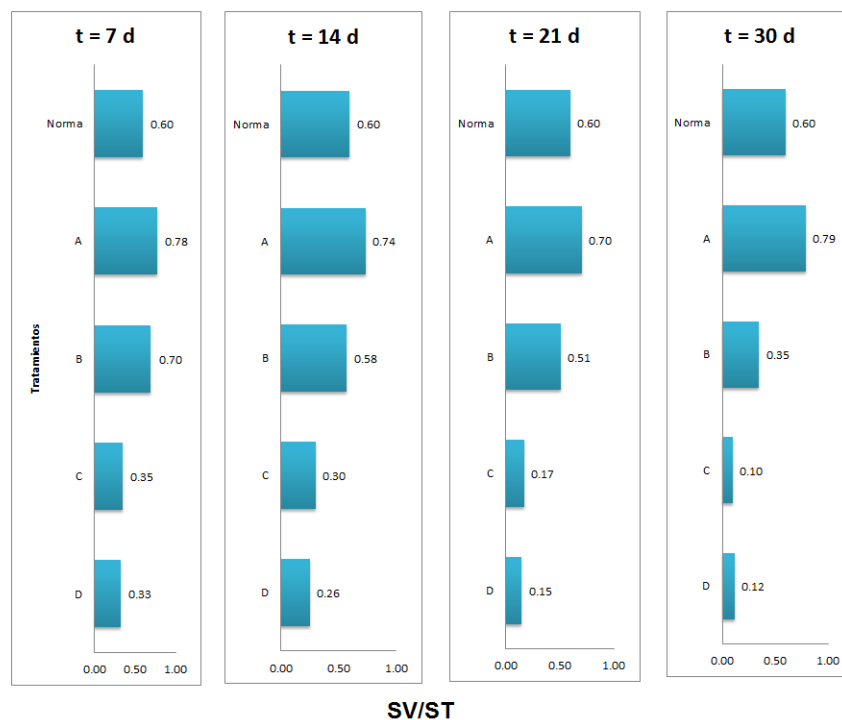


Figura 25. Relación de estabilización del DCAC exploratorio.

a) Se presentan los resultados de los promedios de las dos réplicas por cada tratamiento.

Según el análisis de varianza de los datos de la Figura 25, presentado en la Tabla 10, la reducción del coeficiente SV/ST entre los cuatro tratamientos es estadísticamente significativa ($p < 0.05$). La diferencia significativa entre todos los tratamientos se puede observar en la Figura 26; el tratamiento A tiene el promedio del coeficiente SV/ST más alto similar a la condición inicial lo cual es desfavorable para la estabilización del lodo. En el tratamiento B, en promedio, se obtuvo una estabilización de la relación SV/ST por debajo de 0.6 lo cual es favorable para la estabilización. Por último, los tratamientos C y D permitieron obtener las relaciones SV/ST más bajas en promedios cercanos a 0.2, tomando en cuenta las cuatro semanas de tratamiento.

Tabla 10. Análisis de varianza de la relación SV/ST del DCAC exploratorio

ANÁLISIS DE VARIANZA							
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F	
Entre grupos	1.597284375	3	0.532428125	48.471408	3.26913E-11	2.946685266	
Dentro de los grupos	0.3075625	28	0.010984375				
Total	1.904846875	31					

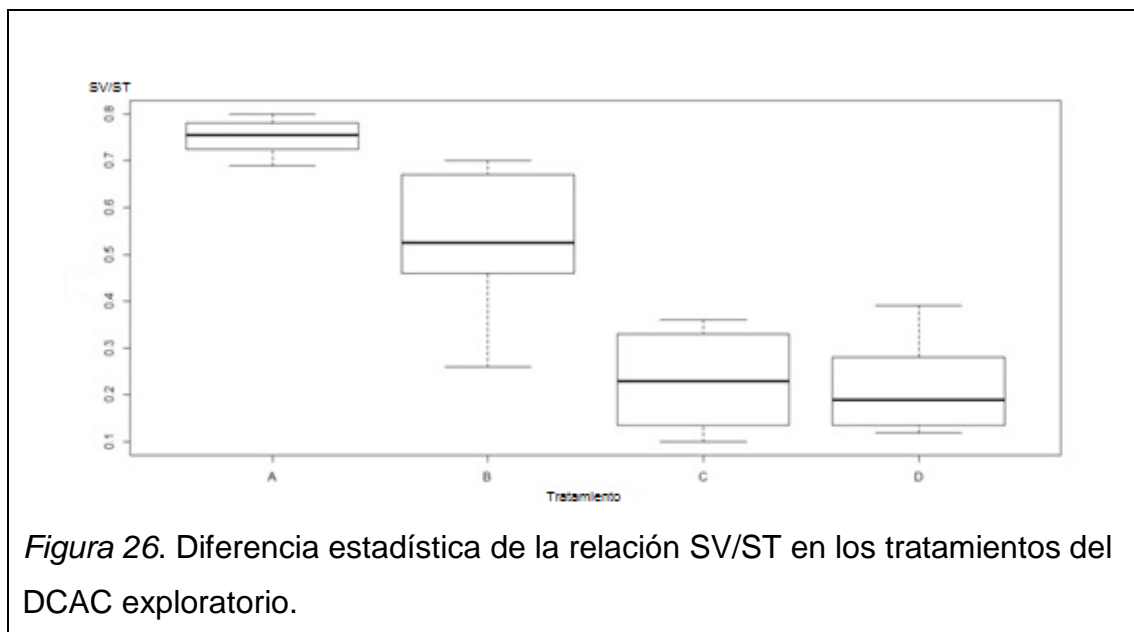


Figura 26. Diferencia estadística de la relación SV/ST en los tratamientos del DCAC exploratorio.

Los resultados de la aplicación del diseño exploratorio permitieron proponer un segundo diseño para la optimización del proceso (DCAC de optimización, sección 2.1), en base al tratamiento C, elegido por su óptima bioestabilización.

Como se puede observar en la Figura 27, el lodo del tratamiento F presentó un coeficiente de 0.56 en el 7mo día; es decir, el lodo se estabilizó apenas en una semana de tratamiento. En la segunda semana los cuatro lodos lograron estabilizarse alcanzando una relación SV/ST menor a 0.6; sin embargo, a partir de ahí, los tratamientos F, G y H presentaron una reducción periódica de la relación SV/ST, mientras que el tratamiento E no evidenció estabilización alguna.

Dentro de este segundo diseño experimental, el tratamiento F es la réplica del tratamiento C, lo que comprueba su efectividad ya que, lográndose estabilizar el lodo en la primera semana. Los tratamientos G y H permitieron la

estabilización durante la segunda semana, sugiriendo que, tanto la dosificación nutritiva salina y el tratamiento de dosificación nutritiva con una mayor humedad (80%) del lodo, proporcionan un tratamiento efectivo. En el tratamiento G se demuestra que un contenido salino de 1% no provoca un efecto adverso a los microorganismos; esto puede atribuirse a que la fauna microbiana, siendo tan diversa por la adición del bioacelerador, generó un efecto de adaptación inmediato.

Por otro lado, el tratamiento D fue aplicado con el fin de comprobar el beneficio de reducir la humedad del lodo al 60%. Así, al comparar los dos tratamientos sometidos a la dosificación nutritiva: F (humedad del 60%) y D (humedad del 80%), se demuestra que entre mayor sea la humedad, el proceso toma más tiempo. Finalmente, el lodo del tratamiento E, no se logró estabilizar durante los 30 días y tuvo un comportamiento muy fluctuante, característico de un lodo muy desestabilizado.

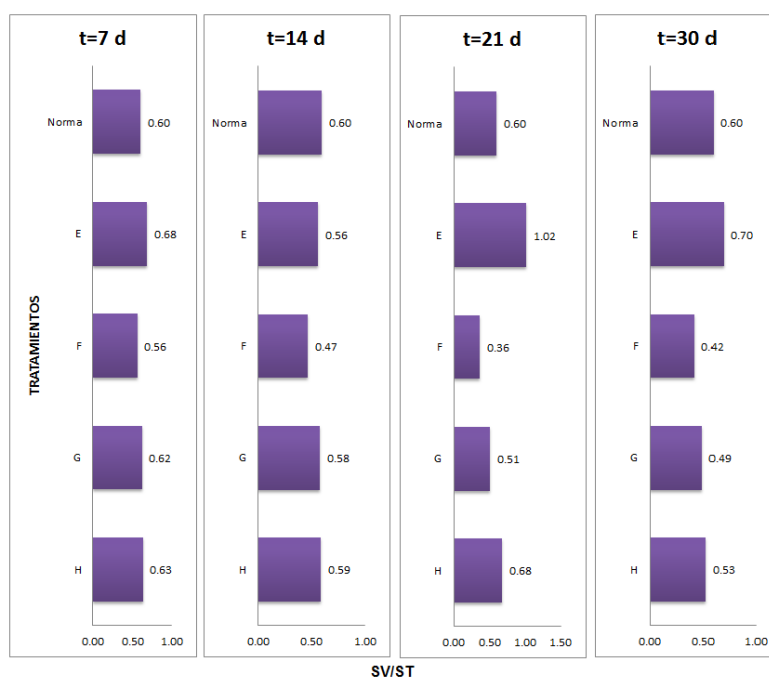


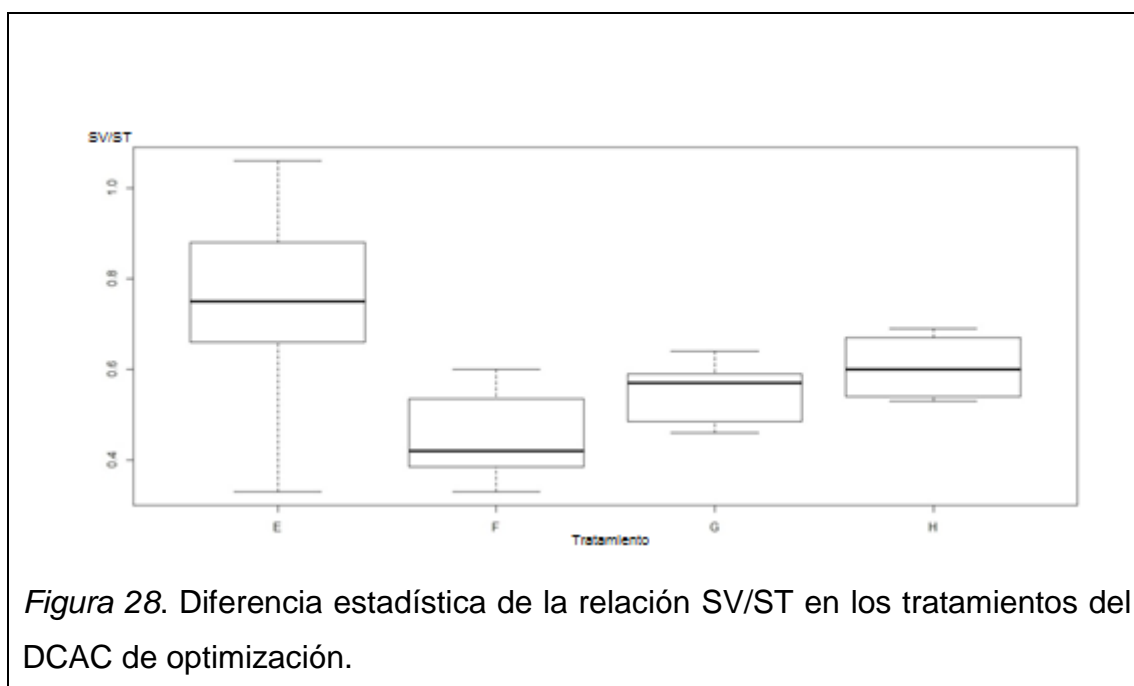
Figura 27. Relación de estabilización del DCAC de optimización

a) Se presentan los resultados de los promedios de las dos réplicas por cada tratamiento.

Nuevamente se comprueba, mediante el análisis de varianza (Tabla 11), que la reducción del coeficiente SV/ST entre los cuatro tratamientos es estadísticamente significativa ($p < 0.05$). Como se puede observar en la Figura 28, el tratamiento E es el de mayor coeficiente SV/ST, sobrepasando el coeficiente de estabilización de 0.6. Los demás tratamientos se encuentran debajo de dicho coeficiente, sin embargo, el tratamiento F logró la mejor estabilización con un promedio de 0.4.

Tabla 11. Análisis de varianza de la relación SV/ST del DCAC de optimización

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.364584375	3	0.121528125	7.3436834	0.000885163	2.946685266
Dentro de los grupos	0.4633625	28	0.016548661			
Total	0.827946875	31				



En conclusión, se determinó que el tratamiento que proporciona una estabilización más efectiva es la aplicación de la dosificación nutritiva a un lodo con una humedad del 60% mezclado con bioacelerador, es decir el tratamiento C y F. Esto debido a que la actividad microbiana se ve beneficiada por la

presencia de nutrientes que aceleran su metabolismo facilitando la síntesis de la materia orgánica (Wang, 2012, p. 28).

4.3.1. Reducción del volumen del lodo

Como se puede verificar en la Figura 29, el proceso de digestión reduce la masa y el volumen del lodo de los diferentes tratamientos debido a los procesos de síntesis o degradación. Es decir, la materia orgánica y los sólidos volátiles se transforman en compuestos químicos con mayor volatilidad, presumiblemente metano, dióxido de carbono y agua. Al convertirse una parte del medio semi-sólido en gas, el sustrato tiende a reducir su volumen (Show, 2012, p. 343; Yang, 2009, p. 209). Adicionalmente, microorganismos presentes en la etapa de la hidrólisis, absorben agua como parte de su proceso metabólico, reduciendo aún más el volumen (Dries & Sölter, 2003). Los tratamientos que producen lodos más estables (C y F) redujeron aproximadamente 30% del volumen inicial. Esto implica una disminución de costos de secado o disposición final.

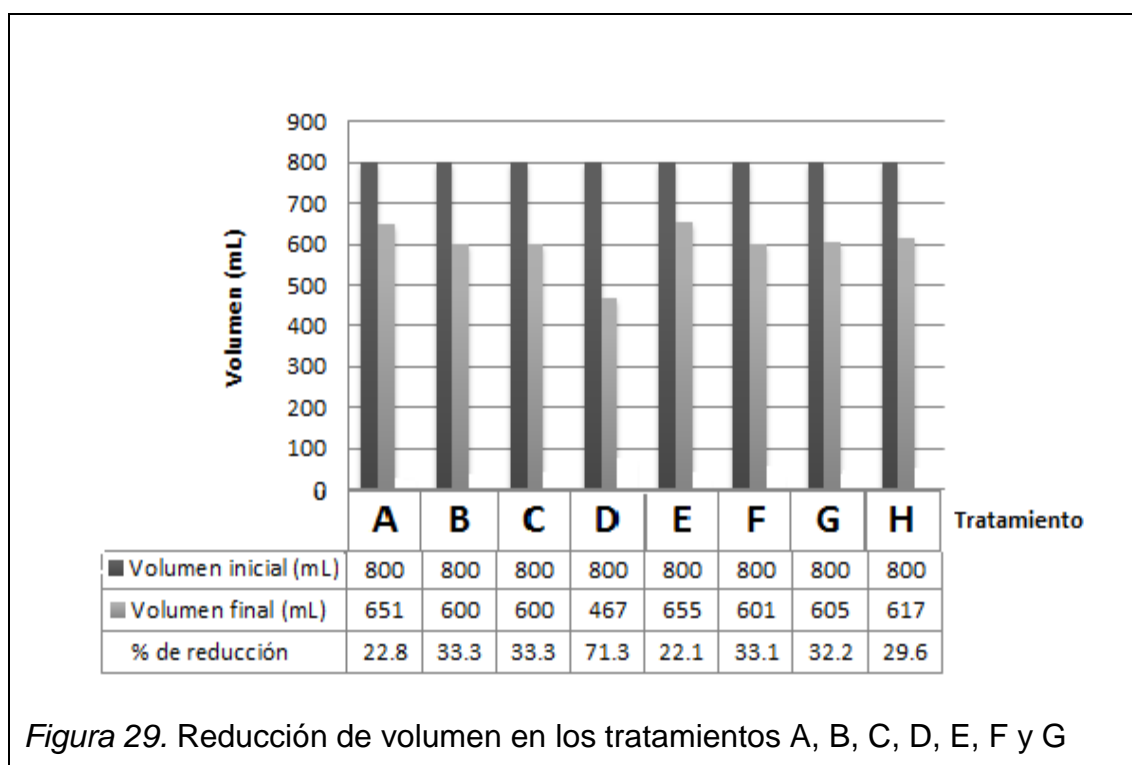
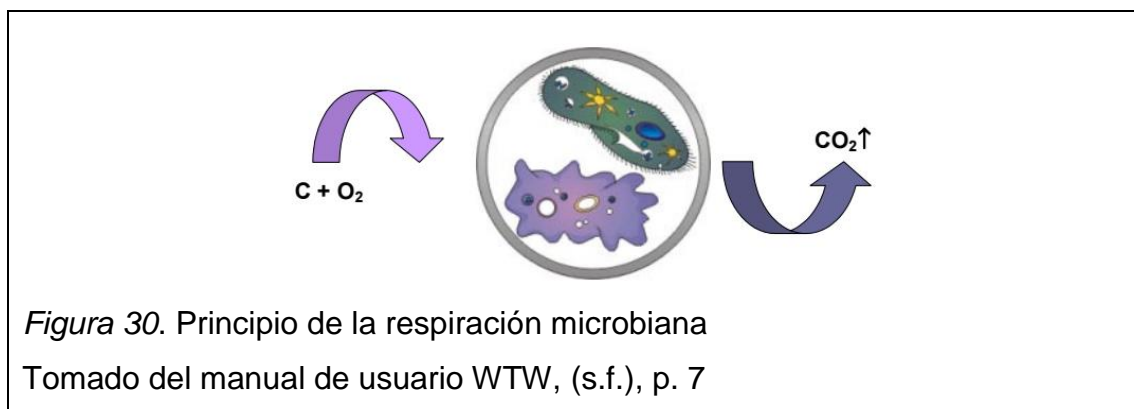


Figura 29. Reducción de volumen en los tratamientos A, B, C, D, E, F y G

En conclusión, cuando se estudia la reducción de la fracción orgánica del sustrato (expresada como SV) en relación al contenido de ST y del tiempo, se comprueba la existencia de la degradación de la materia orgánica en subproductos como CO₂, CO y H₂O. Gracias a la creación de estos gases, la estabilización puede ser comprobada con la medición de la digestión del lodo, presentada a continuación.

4.3.2. Digestión del lodo

Los resultados del proceso de medición de la digestión (sección 2.6.6.) vienen expresados en términos de consumo de oxígeno y de producción de dióxido de carbono (Figura 30), que son indicadores de la actividad biológica de degradación de un sustrato orgánico (Zhao et al., 2012, pp. 156-160; Szűcs et al., 2012, pp. 60-61). Este principio de respiración se representa con un valor de digestión en mg de O₂. L⁻¹.



Consecuentemente, las mediciones presentadas en las Figuras 31 y 32 muestran la actividad biológica que persiste en los lodos después de los 30 días de estabilización. Entre más alto sea el valor de digestión, se refleja una mayor degradación; ya sea porque existe una mayor cantidad de materia orgánica que necesita ser degradada, o porque está presente una gran cantidad de microorganismos degradadores. Para los propósitos de producción de biosólidos, a mayor valor de digestión en mg O₂. L⁻¹, significa que la

actividad microbiana no ha cesado a pesar de un proceso de estabilización: es decir, altos valores de digestión, menor calidad de biosólido en función de la estabilización.

- En la Figura 31, se puede observar que el lodo sin tratamiento (Lodo 3) presenta un valor inicial de 1100 mg.L^{-1} que incrementa 2800 mg.L^{-1} en 9 días hasta llegar a 3900 mg.L^{-1} . Este aumento demuestra una alta actividad microbiana que comprueba que se trata de un lodo en estado crudo.
- El lodo proveniente del tratamiento A, incrementa su digestión desde 1700 mg.L^{-1} hasta 2900 mg.L^{-1} , es decir en 1200 unidades. Esto demuestra que el de lodo residual tiene una capacidad de autodigestión sin necesidad de adición de bioaceleradores, presumiblemente debido a su naturaleza patógena. No obstante, a pesar de su capacidad de autodigestión, ésta no es suficiente para llegar a una estabilización.
- El lodo proveniente del tratamiento B presenta una concentración inicial de 200 mg.L^{-1} , mostrándose un incremento hasta 3100 mg.L^{-1} , es decir, una diferencia de 2900 mg.L^{-1} . Esto evidencia una mejora en el proceso de estabilización debido a la adición de tierra de bosque, sin embargo sigue siendo ineficiente.
- Por último, los lodos provenientes de los tratamientos C y D, empiezan de manera muy similar, con aproximadamente 500 mg.L^{-1} , sin embargo, se observa que la digestión del lodo en el tratamiento C aumenta hasta llegar a 2000 mg.L^{-1} , mientras que la del lodo en el tratamiento D se mantiene constante alrededor de 400 mg.L^{-1} durante los 9 días de medición. El bajo incremento del valor de digestión en ambos tratamientos comprueba lo obtenido con la relación SV/ST: el tratamiento C y D produce lodos estables.

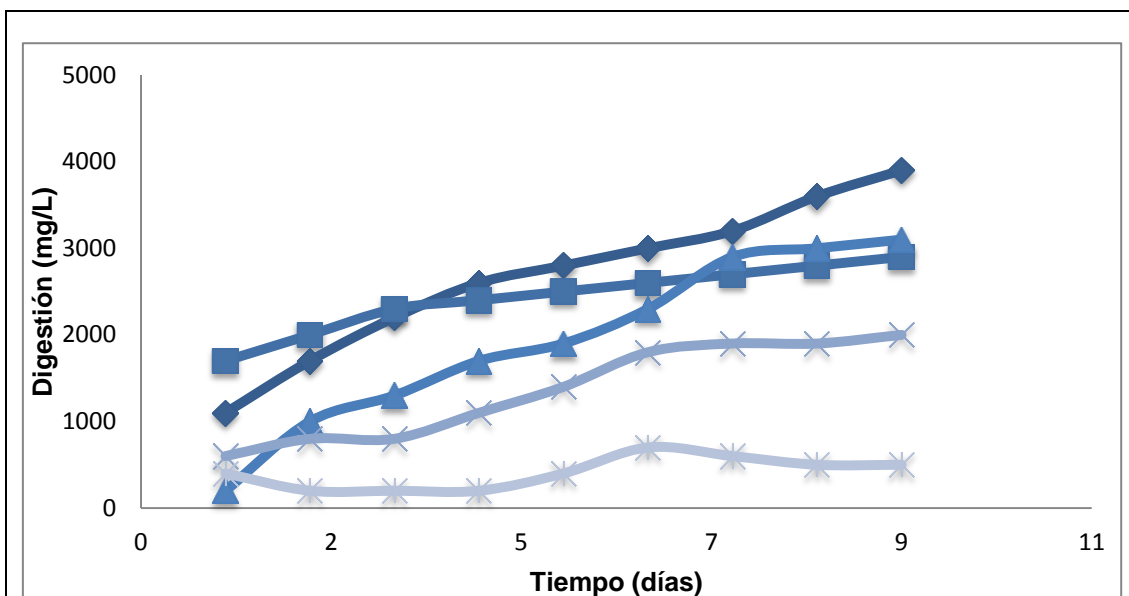


Figura 31. Digestión en $\text{mg O}_2\cdot\text{mL}^{-1}$ vs tiempo DCAC exploratorio.

a) Donde, (◆) lodo sin tratamiento (Lodo 3), (■) tratamiento A, (▲) tratamiento B, (×) tratamiento C, (*) tratamiento D.

Los resultados de digestión aplicando el DCAC de optimización se presentan en la Figura 32 y se detallan a continuación:

- El Lodo 3 nuevamente obtuvo el mayor valor de digestión, iniciando en $1500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ hasta llegar a $4000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, con una diferencia de $2900 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, comprobando el comportamiento inestable del lodo residual previo al tratamiento.
- El lodo proveniente del tratamiento E con un valor inicial de $1200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ que llega a $4000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, con una diferencia de $2800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, sigue la misma tendencia que el tratamiento A.
- El lodo proveniente del tratamiento F presenta una variación de digestión de 1200 unidades en 9 días de medición ($1200\text{-}2400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Esta diferencia es menor a la de los demás tratamientos, indicando una mayor estabilización.
- El lodo proveniente del tratamiento G, inició con el menor valor de digestión ($200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) pero la actividad microbiana persiste aumentándolo hasta llegar a $3700 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, es decir, la digestión generó una variación de $3500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Este resultado demuestra que este lodo

no se lo puede considerar estable, a pesar de que su relación SV/ST alcanzó un valor menor que el referencial 0.6 (0.49).

- Lo mismo pasa con el lodo del tratamiento H. Por su alta diferencia de 2900 mg.L⁻¹ entre el valor inicial y final de digestión (1400-4300 mg.L⁻¹) no se lo puede considerar un lodo estable a pesar de que su coeficiente SV/ST, fue menor al referencial 0.6.

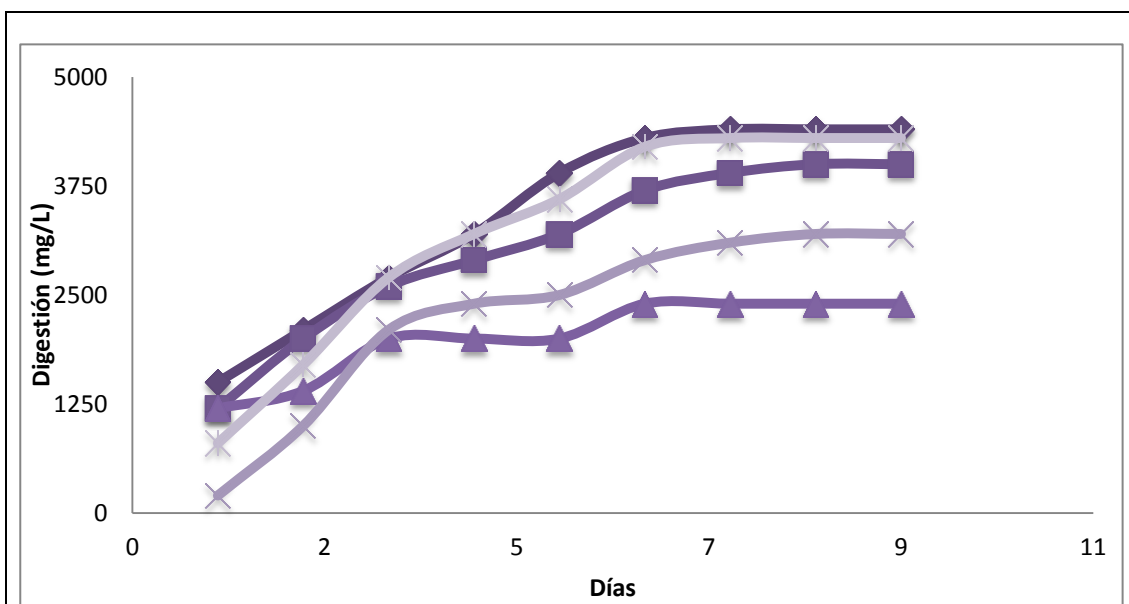


Figura 32. Digestión en mg O₂.mL⁻¹ vs tiempo DCAC de optimización.

a) Donde, (◆) lodo sin tratamiento (Lodo 3), (■) tratamiento E, (▲) tratamiento F, (×) tratamiento G, (*) tratamiento H.

Según los resultados de digestión expuestos anteriormente, se elaboraron modelos matemáticos en Excel con su respectivo valor de determinación (R²), como se puede observar en la Tabla 12. Esto con el fin de crear un precedente para la proyección del comportamiento digestivo de los lodos.

Tabla 12. Modelo matemático del comportamiento de la digestión para cada tratamiento en base a los resultados de las Figuras 30 y 31

Tratamiento	Modelo matemático	R ²
Lodo 4	$y = -18.723x^2 + 508.9x + 726.19$	0.9845
A	$y = -13.636x^2 + 273.03x + 1500$	0.9816
B	$y = -20.779x^2 + 564.46x - 230.95$	0.983
C	$y = -7.7922x^2 + 274.59x + 240.48$	0.951
D	$y = 0.4329x^2 + 39.004x + 202.38$	0.4192
E	$y = -43.939x^2 + 782.73x + 533.33$	0.9929
F	$y = -24.459x^2 + 394.59x + 823.81$	0.9381
G	$y = -61.797x^2 + 969.63x - 602.38$	0.9759
H	$y = -74.675x^2 + 1180.1x - 302.38$	0.9957

El modelo del tratamiento C, el que mayor nivel de estabilización alcanzó es:

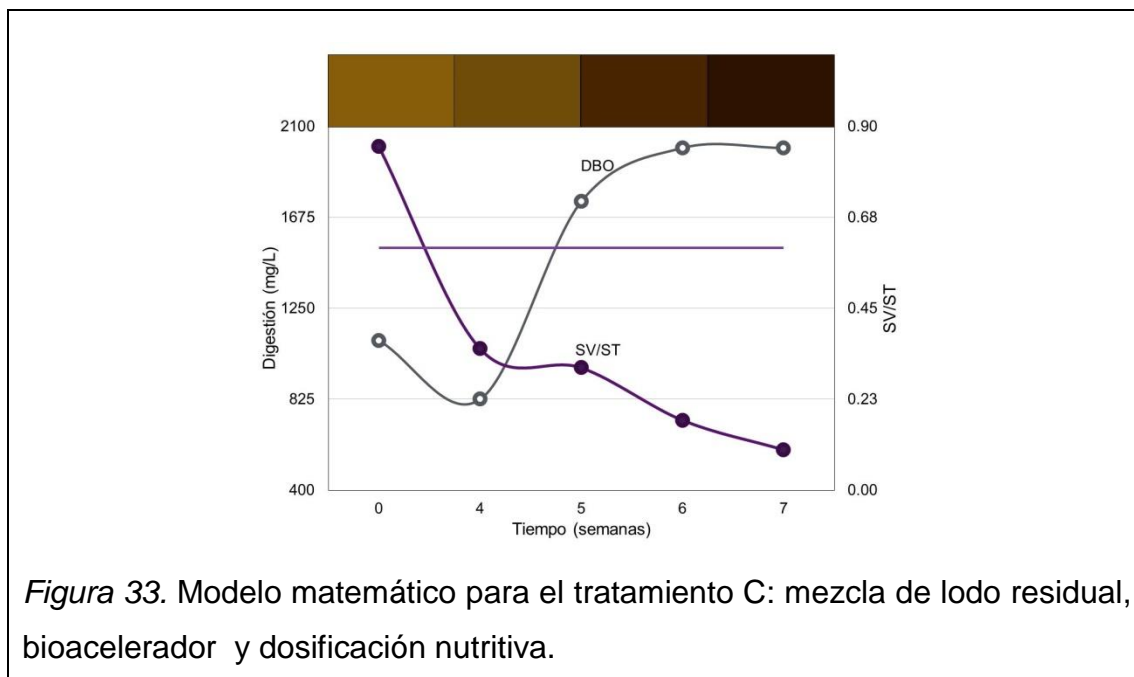
$$y = -7.7922x^2 + 274.59x + 240.48 \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde "y" es digestión "x" es tiempo, con un R² de 0.951.

Debido a que el estudio de digestión se lo hizo después de los 30 días de estabilización en la digestión anaerobia mesófila, según el modelo matemático, se infiere que después de 4 semanas de tratamiento ($x=0$), entonces se podría obtener un valor mínimo de digestión de 240.48 mg.L⁻¹.

En base al modelo matemático del tratamiento C y demás proyecciones del balance de masa se calculó una proyección del comportamiento de la estabilización presentado en la Figura 33. La figura ayuda a entender que aunque el valor SV/ST disminuye a niveles menores del referencial 0.6, la actividad microbiana de digestión no cesa para el biosólido. Esto se atribuye a la supervivencia de ciertos microorganismos al proceso de estabilización, por lo

tanto es relevante una caracterización filogenética molecular del proceso en orden de averiguar que microorganismos siguen presentes. Se sabe con el análisis de patógenos, presentado más adelante en la sección 4.5.1, que la especie o comunidad microbiana que todavía muestra actividad no es patógena, lo que permite que el biosólido pueda comercializarse como EM (Effective Microorganism) (EMRO, s.f.).



En conclusión, los resultados experimentales presentados en esta sección evidencian que tanto la relación SV/ST como la digestión son factores de control de calidad en el diseño del proceso bioestabilización mediante digestión anaerobia. Los sólidos volátiles son aquellos con poder calorífico, que permiten estimar la cantidad de biogás que se puede generar y en qué tiempo de retención; y los sólidos totales determinan la consistencia del sustrato (Show, 2012, p. 329; Surroop, 2012, p. 248). La relación SV/ST comprueba la estabilización del lodo puesto que dicho coeficiente representa la fracción de materia orgánica en el lodo, la cual busca reducir para eliminar las propiedades putrefactas del lodo (Castrejón et al., 2000, p. 3; EPA, 2013; Chicón, 2000; Scholz, 2006, p. 166). El comportamiento de la digestión de los lodos

estabilizados puede comprobar lo antes descrito porque pone en evidencia la actividad microbiana que queda después de la digestión.

Es así como se comprueba que el tratamiento óptimo para estabilizar un lodo es el tratamiento C, replicado con el tratamiento F, debido a que se presentaron los menores valores del coeficiente SV/ST y en el menor tiempo (7 días) entre los otros tratamientos, y con los resultados de la digestión se reafirma la eliminación representativa de materia orgánica, convirtiendo el lodo residual en un biosólido estable.

4.4. Comportamiento del proceso de digestión anaerobia mesófila

En la bibliografía se presenta que la digestión anaerobia mesófila se basa en un complejo conjunto de reacciones bioquímicas. Como se explicó en la Figura 1, la digestión consta de 4 etapas, y en cada una se producen ácidos orgánicos que se manifiestan cambiando el pH del medio. Al terminar la fase de hidrólisis el pH comienza a disminuir para las fases de acidogénesis y acetogénesis, volviendo a aumentar gradualmente cuando las bacterias metanogénicas empiezan a trabajar (Surroop, 2012, pp. 252-253). Por lo tanto, el monitoreo del pH a lo largo de los 30 días de digestión, permite inferir que el proceso está siendo sometido a cambios bioquímicos generados por los microorganismos tanto del lodo residual como del bioacelerador (tierra de bosque). Así mismo, al ser una digestión anaerobia mesófila, la temperatura es otro indicador del comportamiento digestivo. Es necesario monitorear que la temperatura no disminuya de los 15°C ya que es ahí cuando los microorganismos mesófilos no descomponen la materia orgánica de una manera efectiva.

Cabe recalcar que el comportamiento del pH y la temperatura, que se analiza a continuación, no son indicadores de estabilización del biosólido; al contrario demuestran que, en efecto, durante los 30 días de tratamiento se produjo un proceso de transformación bioquímico, que se traduce en la evolución del pH en el tiempo, lo que demuestra que no es un cambio espontáneo sino debido a

un metabolismo microbiano dentro de un rango mesófilo (demostrado por la temperatura).

4.4.1. Efecto del pH en la digestión

En la Tabla 13 se puede observar los rangos usuales de pH para el lodo crudo y el lodo ya digerido. En este trabajo de titulación, el pH del lodo inicial fue de 6.92, que pertenece al rango normal en lodos residuales secundarios. De igual manera, en los lodos digeridos tanto en el DCAC exploratorio como en el de optimización, se logró obtener el pH esperado, en su mayoría, dentro del rango entre 6.97 - 7.52.

Tabla 13. pH característico en lodos

	Lodos secundarios	Lodos digeridos
pH	6.5-7.5	6.8-7.6

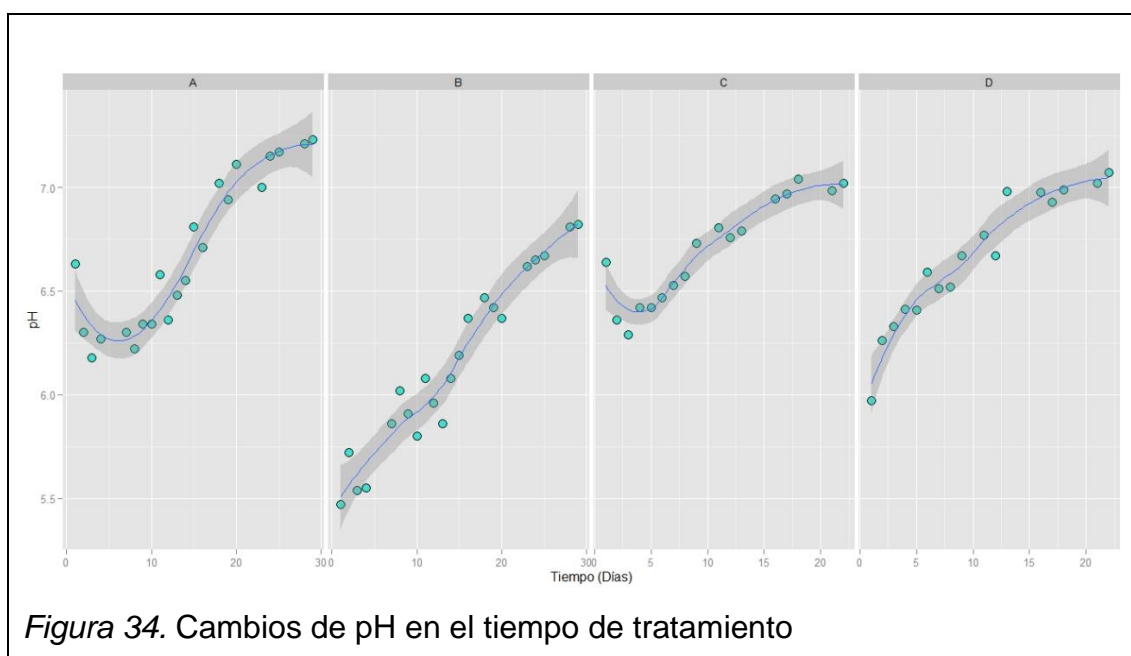
Tomado de García, 2006, p. 62.

El pH es un parámetro muy útil para saber si el sistema está operando correctamente. Debido a que el pH está relacionado con el crecimiento microbiano que ocurre dentro del sistema, se puede observar cualquier cambio brusco y buscar el problema y aplicar una solución (Surroop, 2012, p. 252). En general, el cambio del pH se debe a la generación de los ácidos orgánicos a lo largo del proceso (Surroop, 2012, p. 252).

En la Figura 34 se presenta el comportamiento del pH a lo largo del tiempo de digestión anaerobia mesófila de los tratamientos A, B, C y D. Se puede observar que el tratamiento A y C tienen una disminución pronunciada del pH dentro de la primera semana de tratamiento que ocurre por la producción de ácidos grasos y orgánicos, indicando que el proceso ha pasado por la hidrólisis y ha alcanzado la acidogénesis. Posteriormente empieza a incrementar el pH empezando la fase metanogénica produciendo metano a partir de los ácidos orgánicos degradados por las bacterias hasta llegar a pH 7 (Surroop, 2012, p.

252; Aviles, 2011, p. 23). El tratamiento A y C son aquellos que siguen muy precisamente esta tendencia teórica, pues el pH de estos lodos se encuentran dentro del rango inicial óptimo para el funcionamiento de las bacterias formadoras de metano y por ende, la metanogénesis, que es entre 6.8-7.5 (Surroop, 2012, p. 252).

Al contrario, los lodos B y D sufren una disminución menos pronunciada del pH, por lo que se puede decir que la fase de hidrólisis fue corta. Los cuatro tratamientos llegan a un punto de estabilidad equivalente al pH neutro, lo que explica que ya no existe una producción de ácidos, pues el proceso de digestión ha finalizado.



En la Tabla 14, se presenta el análisis estadístico del pH para los tratamientos A, B, C y D. El pH está relacionado con un metabolismo de la degradación de la materia orgánica. Siendo esto un proceso no controlado, existe una variación significativa en relación al tiempo, demostrado con el coeficiente de variación. En el caso del pH existe una diferencia estadística ($p < 0.05$) entre los tratamientos del DCAC exploratorio. Esto quiere decir que el tratamiento B tuvo una producción de ácidos no esperada, como se puede observar en la Figura 35. Se debe a que el lodo B inició con un pH de 6.2, por esta razón las

bacterias formadoras de metano limitan su población al sobrecargarse por un rápido incremento de la concentración de ácidos volátiles, disminuyendo la eficiencia del proceso (Show, 2012, p. 324; Szúcs et al., 2012, p. 63).

Tabla 14. Análisis de la varianza del pH en el DCAC exploratorio

Análisis de varianza de pH						
RESUMEN						
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza	DS	Coefficiente de variación
Tratamiento A	22	146.8658	6.67572	0.135295	0.367825	6%
Tratamiento B	22	134.9062	6.132098	0.15662	0.395752	6%
Tratamiento C	17	113.7358	6.690343	0.06213	0.249258	4%
Tratamiento D	17	113.0558	6.650343	0.099854	0.315996	5%

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	4.625868046	3	1.541956015	13.08247	6.07774E-07	2.72828011
Dentro de los grupos	8.721957406	74	0.117864289			
Total	13.34782545	77				

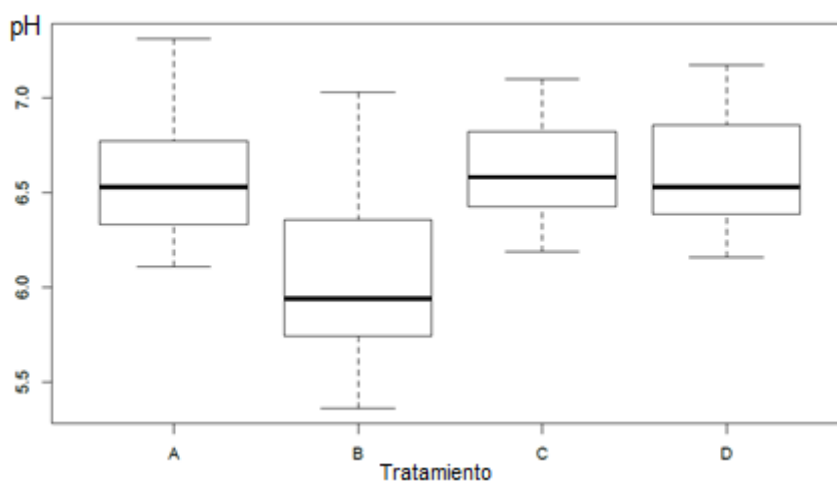


Figura 35. Diferencia estadística del pH en los tratamientos del DCAC exploratorio.

En cuanto al DCAC de optimización, el comportamiento del pH se presenta en la Figura 36. La leve disminución del pH en los primeros días en los cuatro tratamientos, muestra que la hidrólisis fue corta. Esto se debe a que el espesamiento, el cual es considerado un efectivo método de pretratamiento, mejoró la velocidad de reacción del proceso de digestión (Show, 2012, p. 321-322; Yang, 2009, pp.209-216; Yang, 2010. P. 14; Scholz, 2006, p. 166).

Consecuentemente, se produjo una larga etapa de metanogénesis, representada con el incremento periódico del pH a lo largo de la digestión.

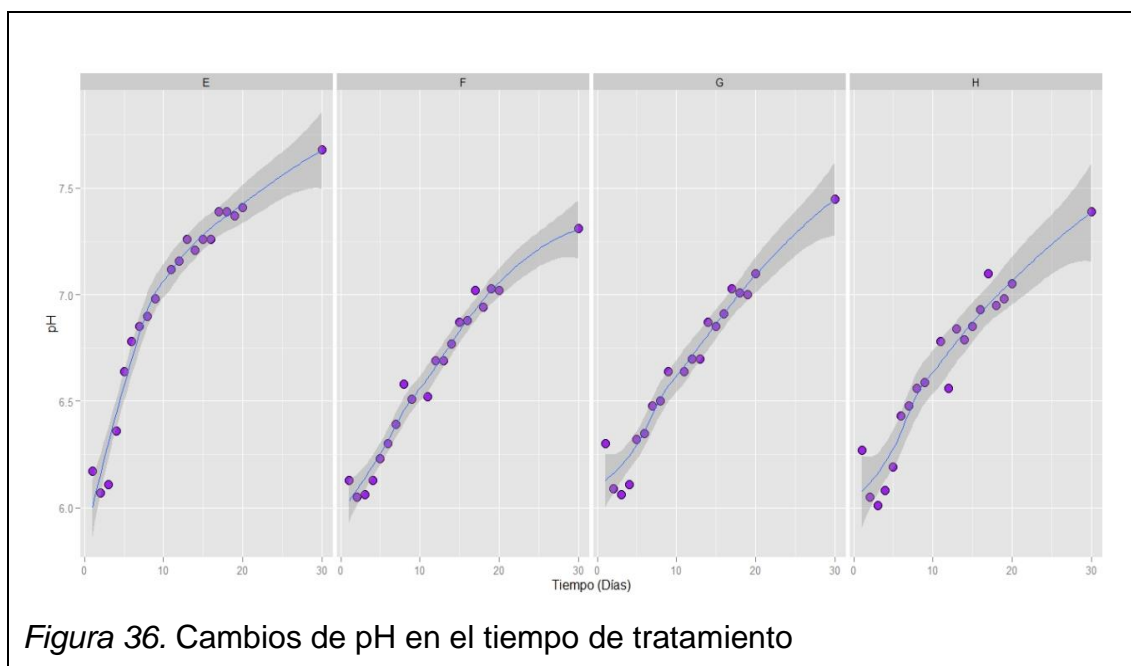


Figura 36. Cambios de pH en el tiempo de tratamiento

En la Tabla 15, se presenta el efecto estadístico del pH para los tratamientos E, F, G y H. Se puede ver que el coeficiente de variación en este experimento es equivalente al de los cuatro tratamientos del DCAC exploratorio puesto que en los 8 tratamientos se da el mismo proceso de digestión anaerobia mesófila, generando la misma producción de ácidos grasos, que son los causantes de la variación del pH.

Nuevamente existe una diferencia estadística ($p < 0.05$) entre los tratamientos del DCAC de optimización, en el caso del pH (Figura 37). La razón de esta diferencia es que los tratamientos F, G y H fueron diseñados en base al tratamiento C, comportándose de manera similar; mientras que el tratamiento E es solamente el tratamiento testigo, por lo que difiere en el comportamiento del pH.

Tabla 15. Análisis de la varianza del pH en el DCAC de optimización

Análisis de varianza de pH						
RESUMEN						
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza	DS	Coefficiente de variación
Tratamiento E	20	139.3267	6.966333	0.226373	0.475787	7%
Tratamiento F	20	132.0883	6.604417	0.139935	0.374079	6%
Tratamiento G	20	133.075	6.65375	0.143163	0.378369	6%
Tratamiento H	20	132.8317	6.641583	0.149202	0.386266	6%

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	1.690588715	3	0.563529572	3.422209	0.021371582	2.72494392
Dentro de los grupos	12.51479569	76	0.164668364			
Total	14.20538441	79				

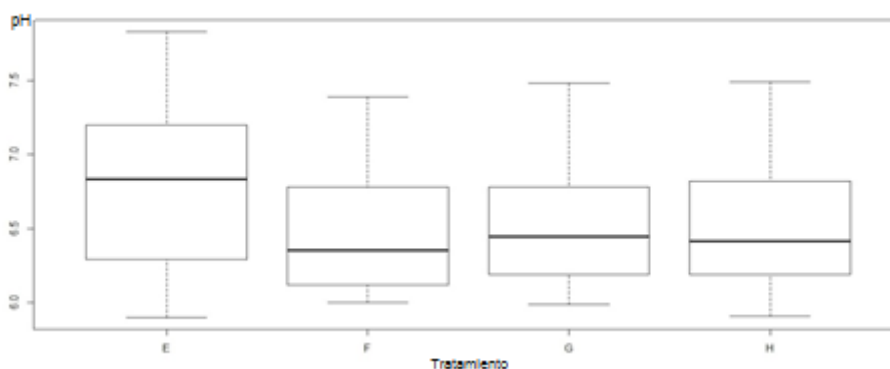
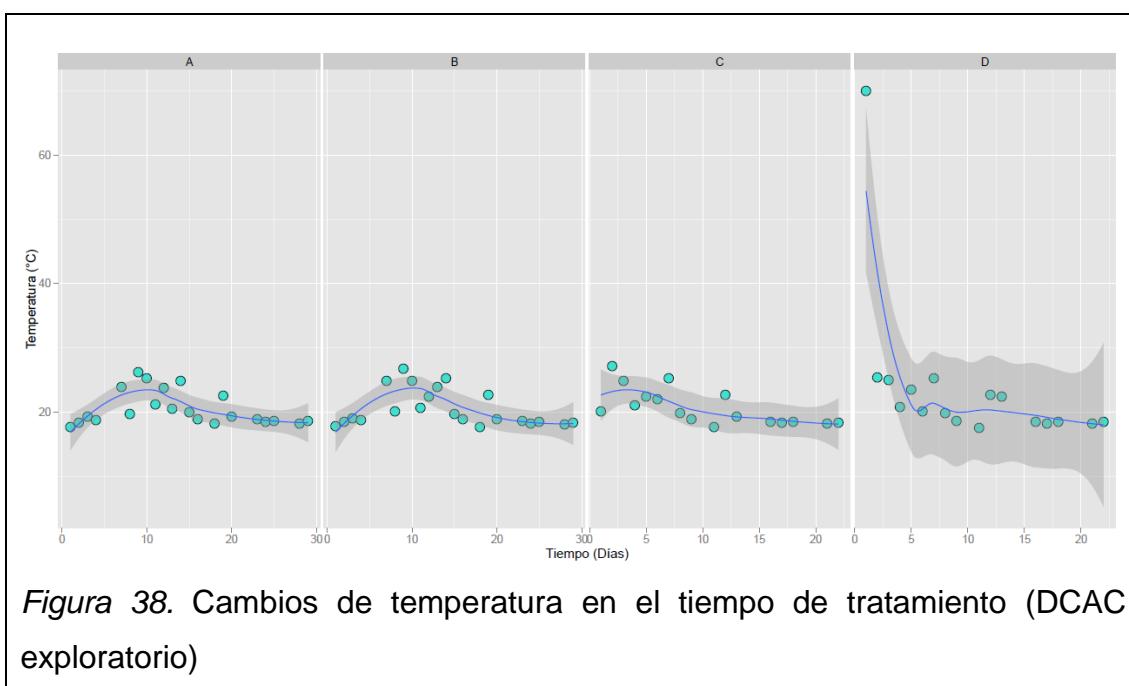


Figura 37. Diferencia estadística del pH en los tratamientos del DCAC de optimización.

La conducta similar de los tratamientos F, G y H demuestran que están diseñados a partir de la misma base y su producción de ácidos es constante, asegurando constancia en el comportamiento digestivo. Sin embargo, este segundo experimento inició con una condición más ácida de la recomendada, aproximadamente con un pH de 6, provocando que el inicio del proceso sea más lento (Show, 2012, p. 324; Szűcs et al., 2012, p. 63).

4.4.2. Efecto de la temperatura en la digestión

En la Figura 38 se presenta la tendencia de la temperatura en función al tiempo de retención para los tratamientos A, B, C y D. Como se puede observar, el aislamiento térmico aplicado logró mantener los tratamientos en una temperatura próxima a 20°C, como el rango mesófilo lo requiere. Aproximadamente en el décimo día, en los tratamientos A y B se produjo un leve aumento de temperatura, lo que indica un incremento de la actividad microbiana. Por otro lado, el tratamiento C comenzó a una temperatura de 25°C debido al rápido desarrollo microbiano potenciado por la dosificación de nutrientes proporcionada. El tratamiento D, comenzó con una temperatura de 70°C debido al proceso de pasteurización. Esto produjo un comportamiento inestable de la temperatura a lo largo del tiempo de digestión.



En la Tabla 16 se muestra el análisis estadístico de la temperatura en los diferentes tratamientos. Según el análisis de la varianza, no existe una diferencia estadísticamente significativa ($p > 0.05$) en cuanto a la temperatura entre los tratamientos, como se ve en la Figura 39. Esto se debe a que todos

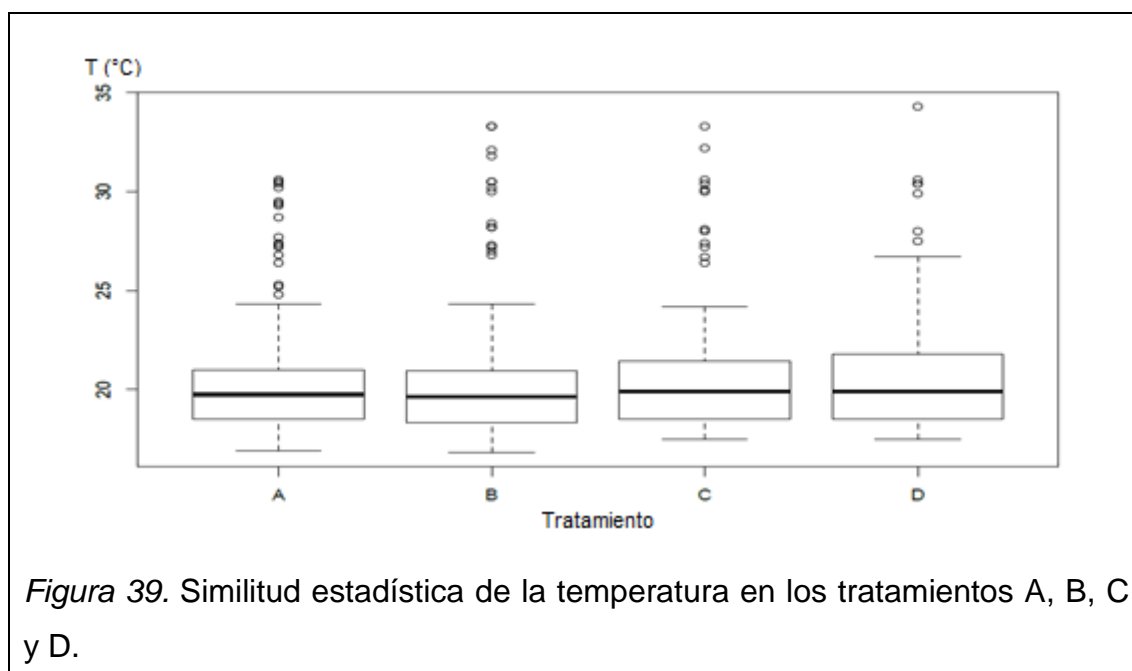
los tratamientos trabajaron bajo las mismas condiciones mesófilas de temperatura, aproximadamente 20°C. Este equilibrio térmico se logró por el propio comportamiento de la digestión anaerobia mesófila y fue favorecido por el aislamiento térmico aplicado al sistema.

Además, se muestra que el coeficiente de variación es alto debido a que, al igual que el pH, la temperatura está relacionada a un proceso de degradación natural en función del tiempo, La variación del tratamiento D (54%) es mayor al resto por el proceso de pasteurización aplicado.

Tabla 16. Análisis de la varianza de la temperatura en el DCAC exploratorio

Análisis de varianza de temperatura						
RESUMEN						
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza	Ds	Coefficiente de variación
Tratamiento A	22	449.9133	20.45061	7.044001	2.654054	13%
Tratamiento B	22	454.4852	20.65842	7.755946	2.78495	13%
Tratamiento C	17	352.025	20.70735	8.200615	2.863672	14%
Tratamiento D	17	395.5996	23.27056	157.0178	12.53068	54%

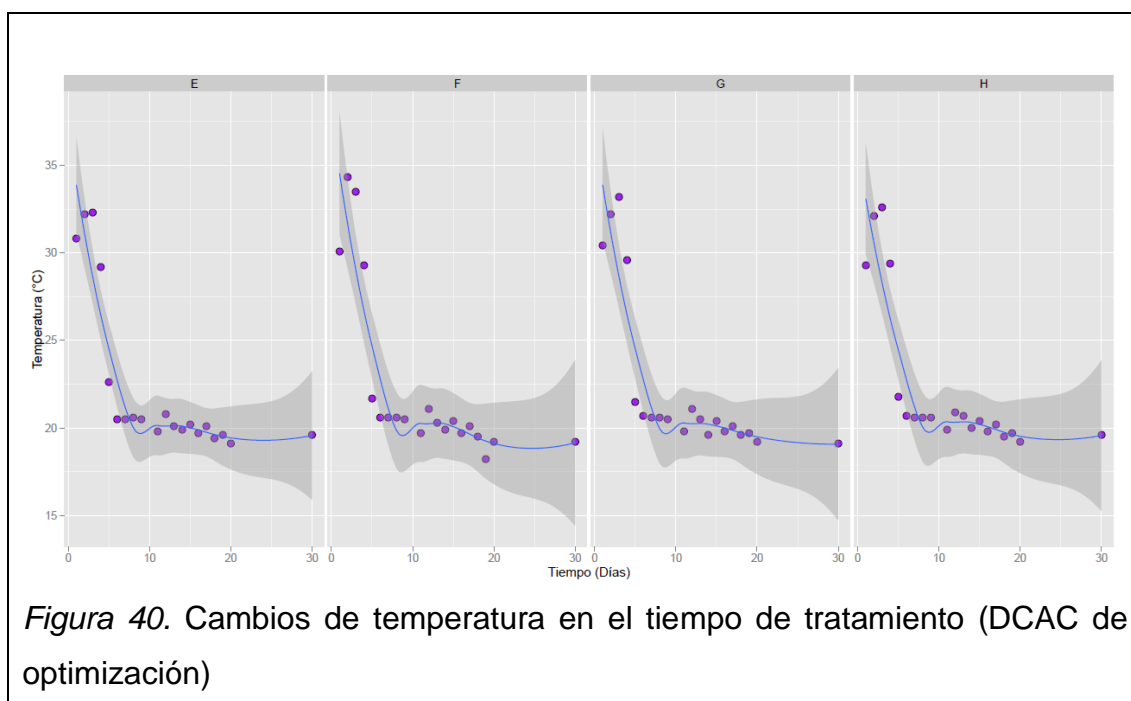
ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	95.78490242	3	31.92830081	0.799749	0.497931133	2.72828011
Dentro de los grupos	2954.293824	74	39.92288952			
Total	3050.078727	77				



En la Figura 40 se presenta el comportamiento de la temperatura en función al tiempo de digestión para los tratamientos del DCAC de optimización. Debido a

que todos los tratamientos en esta sección se basan a partir del tratamiento C, se puede observar como siguen la misma tendencia de temperatura, comenzando con una temperatura mayor a 30°C en la primera semana, la cual disminuyó hasta llegar a los 20°C aproximadamente y se logró mantener estable desde el día 7 al 30.

Durante la experimentación efectuada, la temperatura ambiental fue 5-10°C mayor a la temperatura ambiental durante el DCAC exploratorio, por lo que la primera semana se tuvo una temperatura más alta que luego disminuyó y se logró mantener estable cuando se mejoró el aislamiento térmico.



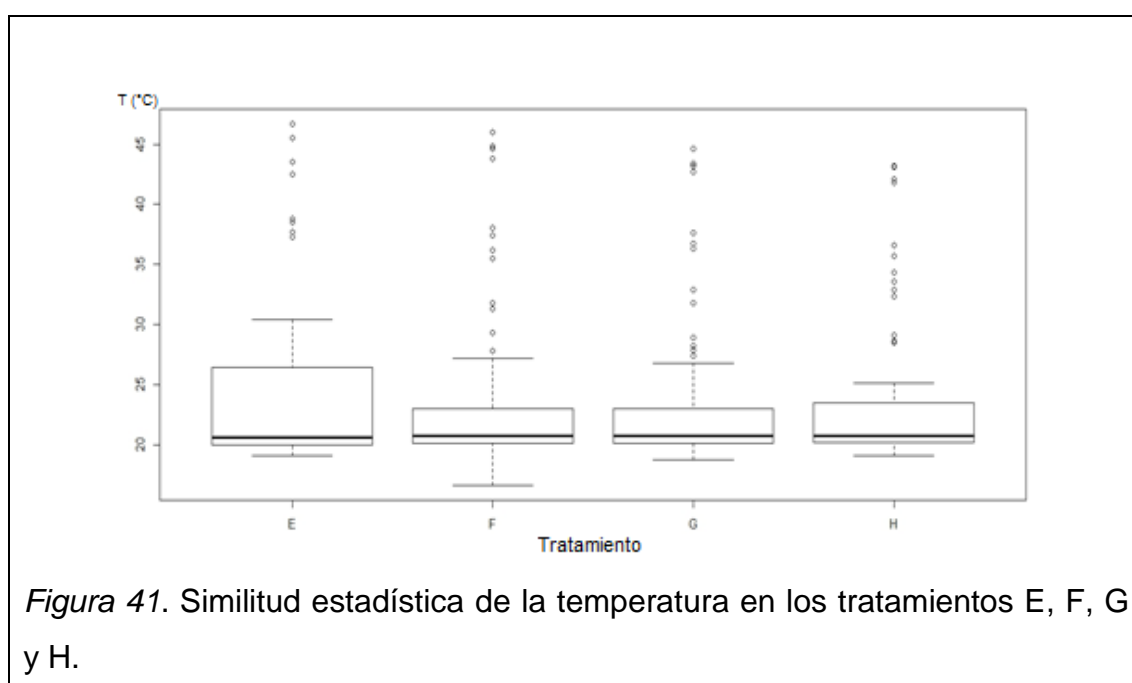
En la Tabla 17, se presenta el análisis estadístico de la temperatura para los tratamientos E, F, G y H. Nuevamente no se tiene una diferencia estadística ($p > 0.05$) entre un tratamiento y el otro, es decir, la temperatura se encuentra en el rango mesófilo a lo largo del tiempo de digestión (Figura 41). El coeficiente de variación para todos los tratamientos fue de aproximadamente 20%, esto debido a que el pH y la temperatura dentro del proceso de descomposición de materia orgánica fueron comportamientos naturales, los cuales variaron con el

tiempo sin mayor control. Además, la falla en el aislamiento térmico durante la primera semana contribuyó al aumento del coeficiente de variación.

Tabla 17. Análisis de la varianza de la temperatura en el DCAC de optimización

Análisis de varianza de temperatura						
RESUMEN						
Grupos	Cuenta	Suma	Promedio	Varianza	DS	Coefficiente de variación
Tratamiento E	20	447.125	22.35625	21.04897	4.587915	21%
Tratamiento F	20	448.1083	22.40542	24.66154	4.966039	22%
Tratamiento G	20	447.7667	22.38833	21.78231	4.667152	21%
Tratamiento H	20	447.3083	22.36542	19.7089	4.43947	20%

ANÁLISIS DE VARIANZA						
Origen de las variaciones	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Promedio de los cuadrados	F	Probabilidad	Valor crítico para F
Entre grupos	0.029738715	3	0.009912905	0.000455	0.999986474	2.72494392
Dentro de los grupos	1656.832615	76	21.80042914			
Total	1656.862353	79				



En los tratamientos E, F, G y H, las temperaturas son ideales para el desarrollo de la actividad microbiana mesófila, sin embargo, en un proceso a gran escala, la temperatura se debe mantener más estable, puesto que la disminución de calor puede ocasionar un retardo en la estabilización. Sin embargo, mientras no baje de los 15°C se producirá una buena descomposición de materia y una tasa de producción de biogás satisfactoria (Surroop, 2012, p. 253).

Como se puede observar en la Tabla 18, según Yáñez, el tiempo de retención necesario para digerir lodos residuales está determinado principalmente por la

temperatura y la concentración de microorganismos digestores. Si bien es cierto que en el rango termófilo se necesita un menor tiempo de digestión, los procesos a altas temperaturas requieren de mayor control, puesto que los microorganismos termófilos son más sensibles a los cambios de temperatura que los mesófilos (Houdovoká et al., 2009, p. 131). Además, al incrementar las temperaturas con recursos adicionales, se aumenta el costo de operación, lo cual no siempre compensa el resultado (Houdovoká et al., 2009, p. 131; Show, 2012, p. 331). Por esta razón en este proyecto se ha elegido la digestión mesófila, al igual que en la mayoría de industrias a nivel mundial.

Para las condiciones del presente proyecto (aproximadamente 20°C con una población apropiada de microorganismos), el tiempo de estabilización es de 46.6 días, como lo menciona la Tabla 18. Sin embargo, con la optimización del proceso, el espesamiento previo y a la adición de tierra y nutrientes, la estabilización se logró en 7 días para el tratamiento más óptimo.

Tabla 18. Tiempo de retención requerido para digerir lodo a diferentes temperaturas y concentraciones de microorganismos

Temperatura (°C)	Días	
	<i>Población limitada de microorganismos</i>	<i>Buena³ población de microorganismos</i>
15	282	67.8
20	115	46.6
25	44	37.5
30	47	33.3
35	36	23.7
40	38	22.7
45	64	14.4
50	99	8.4
50	80	12.6

Tomado de Yáñez, p. 18.

³ El autor no especifica un número de colonias u otro indicativo de la población microbiana para especificar qué rango es considerado como bueno o como limitado.

Es importante expresar que en la digestión, la temperatura del lodo es un indicador directo del comportamiento del sistema y es esencial mantener la temperatura lo más constante posible, debido que los cambios bruscos de temperatura son perjudiciales para los sistemas anaeróbicos afectando el desempeño de las bacterias formadoras de metano y causando desequilibrio en la población microbiana (Show, 2012, pp. 326, 331; Surroop, 2012 p. 253).

4.5. Potencial de reúso del biosólido

Con los resultados obtenidos se ha comprobado que se realizó un proceso óptimo de bioestabilización por digestión anaerobia mesófila. Sin embargo, para poder reutilizar dicho biosólido, es necesario conocer el estado de los factores limitantes: microorganismos patógenos y metales pesados. Aunque el reconocimiento de patógenos no es a nivel de caracterización molecular o filogenética, es importante su inclusión en trabajos de investigación.

4.5.1. Análisis microbiológico del lodo

Como se explicó en la sección 1.1., la EPA clasifica a los biosólidos en dos clases, A y B, según la cantidad de microorganismos patógenos con el fin de asignarles un buen reúso o disposición final. El agua residual contiene microorganismos patógenos por ser de origen doméstico. Estos quedan atrapados en el lodo porque son adsorbidos por los sólidos del mismo, o porque quedan encapsulados por flóculos del agua que se sedimentan.

Como se puede observar en la Figura 42, el producto que llega a formar parte del biosólido reutilizable conocido como clase B (el esperado en un tratamiento de digestión anaerobia mesófila), es aquel que se somete a los tratamientos B y C. La muestra A corresponde al tratamiento testigo, por lo tanto se espera de esta muestra una ligera disminución del número de coliformes. Por otro lado, el resultado de la Figura 42 demuestra que la adición de bioacelerador a los

tratamientos B y C, además de ayudar a acelerar el proceso de estabilización, potencia la reducción de patógenos (coliformes). El tratamiento D, sometido a pasteurización, aunque se le añadió el bioacelerador, no logró cumplir con la norma, pues la literatura muestra que dicho proceso elimina los patógenos del lodo inicial, pero ocasiona que los microorganismos, especialmente la *Salmonella*, crezcan a mayores densidades al pasar el tiempo (Araque, 2006, p.26). Además, debido a que se pasteurizó la mezcla de lodo y tierra (Lodo 4), los microorganismos benéficos presentes en el bioacelerador murieron también, eliminando su beneficioso aporte.

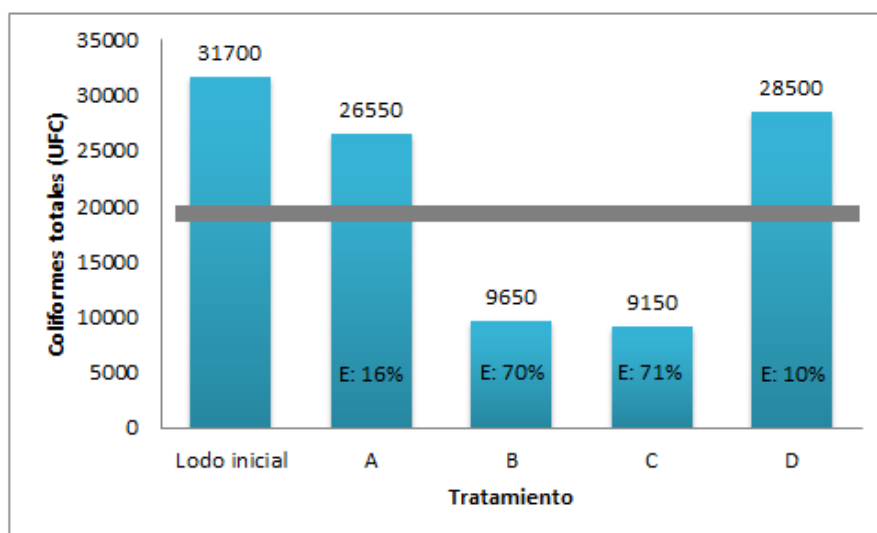


Figura 42. Conteo de coliformes en el DCAC exploratorio

Con este resultado se confirma que el tratamiento C presenta una mayor reducción de patógenos (hasta el 71% de coliformes) y mejor tiempo de estabilización (7 días), transformando el lodo en un biosólido clase B. Por esta razón, a partir de dicho tratamiento C se diseñó el DCAC de optimización, buscando reducir los coliformes en, al menos, un 71%. La reducción de patógenos puede ser atribuida principalmente al agotamiento de los nutrientes en el medio que se produce gracias a la digestión anaerobia mesófila. (Ahmed, Idris, & Omar, 2007, p. 87)

Como se puede observar en la Figura 43, los tratamientos F, G, H, derivados del tratamiento C, lograron cumplir la norma EPA para un biosólido reutilizable

clase B con la eficiencia esperada. Mientras que el tratamiento testigo (E) posee un contenido alto y peligroso de patógenos.

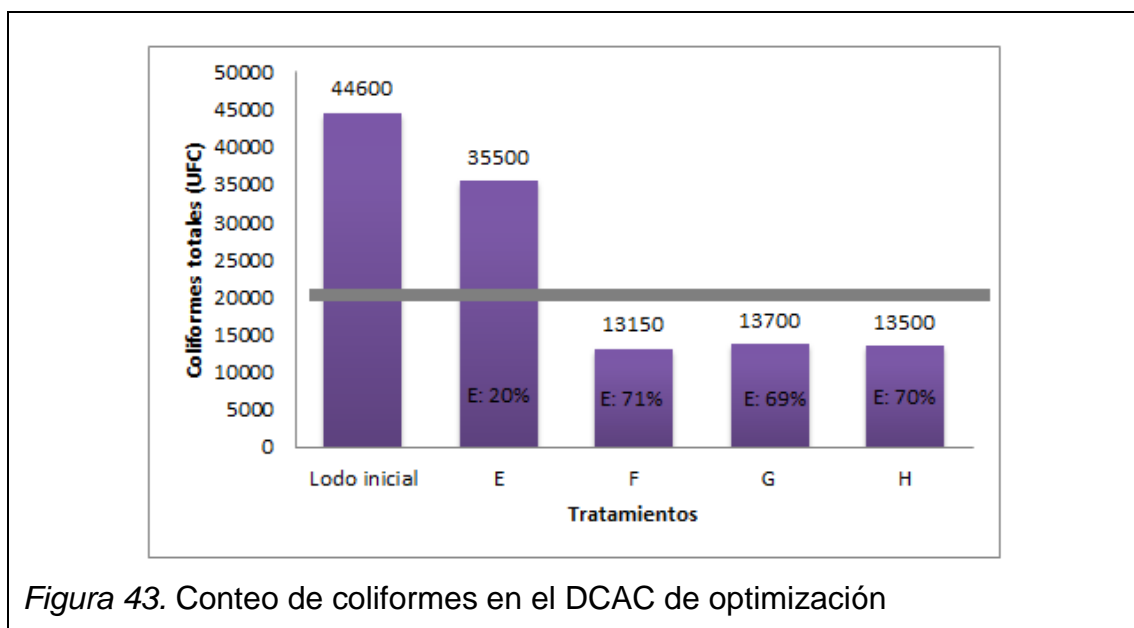


Figura 43. Conteo de coliformes en el DCAC de optimización

En cuanto a los huevos de helminto, como se puede ver en la Tabla 19, el lodo residual estudiado es libre de este parásito antes y después del proceso de estabilización.

Tabla 19. Análisis de huevos de helminto

	Unidades formadoras de colonias
Lodo sin tratamiento	<1
Tratamiento C	<1

Por otro lado, el análisis realizado a un lodo sin tratar y almacenado por dos meses, representó la presencia de *Pseudomonas* (Figura 44). Esto confirma que el lodo residual puede producir graves problemas para la salud pública si no se lo somete a una estabilización.

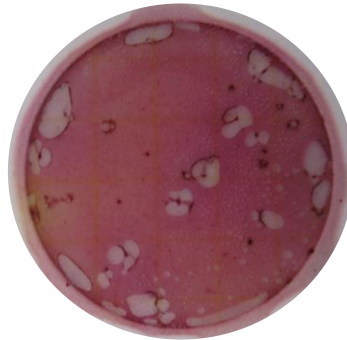


Figura 44. Presencia de *Pseudomonas* en el lodo residual crudo después de un mes.

a) Cuando existe un gran número de microorganismos no-coliformes como las *Pseudomonas*, el gel del Petrifilm™ se torna amarillo (3M™, s.f.).

4.5.2. Metales pesados en el lodo

Durante la experimentación se consideraron para el análisis cuatro metales pesados: arsénico, cadmio, plomo y mercurio, debido a su toxicidad y su presencia en las aguas residuales de la ciudad de Quito:

- **Arsénico:** el arsénico está presente naturalmente en el agua, además es utilizado en varias industrias como agente de aleación, por lo que se lo puede encontrar en el lodo residual (OMS, 2012). Grandes cantidades de arsénico en la comida o agua pueden causar cáncer y otras enfermedades de gravedad (Aktar, 2009, p. 213).
- **Cadmio:** es un elemento tóxico con alta movilidad en el ambiente. Puede acumularse en algunas plantas sin mostrar síntomas de fitotoxicidad. Puede bioacumularse en la cadena trófica afectando principalmente a los humanos y no a los animales. Ha sido relacionado con el cáncer. Este se encuentra en el lodo residual porque está presente en varios elementos que se eliminan a la alcantarilla como las colillas de cigarrillos. También se encuentra en las llantas de los autos que se movilizan por las calles, y con la lluvia se va a la alcantarilla (Torri y Lavado, 2009, p. 106; Aktar, 2009, p. 213)

- **Mercurio:** es tóxico para el sistema nervioso, central y periférico (OMS, 2013). Puede encontrarse en el agua residual, y por lo tanto en los lodos, porque está presente tanto naturalmente, y artificialmente en pilas, productos cosméticos y farmacéuticos (Aktar, 2009, p. 213).
- **Plomo:** el plomo ha sido estudiado mucho por su alta toxicidad tanto para la producción de los cultivos como para la salud humana. Puede causar graves problemas neurológicos. Se lo encuentra en el agua residual principalmente por ser este el material de algunas tuberías (Torri y Lavado, 2009, p. 108; Aktar, 2009, p. 213).

Como se puede observar en la Tabla 20, la cantidad de metales presentes en el lodo de esta PTAR está por debajo del rango típico para lodos secundarios. Esto podría encontrar explicación en que en la zona existen muy pocas industrias que pudieran aportar metales al agua, y mayormente el agua residual es de carácter residencial.

Tabla 20. Contenido típico de metales en lodos de agua residual

Metal	Lodo inicial (Lodo 2) (mg/kg)	Rango típico (mg/kg)
Arsénico	0.17	1.1 - 230
Cadmio	0.11	1 - 3410
Mercurio	0.002	0.6 - 56
Plomo	2.08	13 - 26000

Adaptado de Wang, 2012, p. 78.

La EPA ha regido los límites máximos permisibles de metales pesados presentes en un biosólido para poder reutilizarlo (Dendooven, 2011, p. 354). De la misma manera, clasifica los biosólidos en límites “buenos” y “excelentes”. Como se puede observar en la Tabla 21, el lodo inicial sin tratamiento ya es considerado un lodo “Excelente” por su baja concentración de metales pesados. Aun así, el tratamiento C logró remover un porcentaje entre 50-95% de todos los metales, representado en la Figura 45.

Tabla 21. Clasificación de lodos por contenido de metales pesados

Metal pesado	Valores resultantes		Rango EPA		Eficiencia de remoción (%)
	Lodo inicial (Lodo 2) (mg/kg)	Lodo del tratamiento C (mg/kg)	Excelentes (mg/kg)	Buenos (mg/kg)	
Arsénico	0.17	0.01	17	41	94.12
Cadmio	0.11	<0.025	39	85	>77.27
Mercurio	0.002	0.001	17	57	50
Plomo	2.08	<0.4	300	840	>80.77

Adaptado de EPA, s.f.

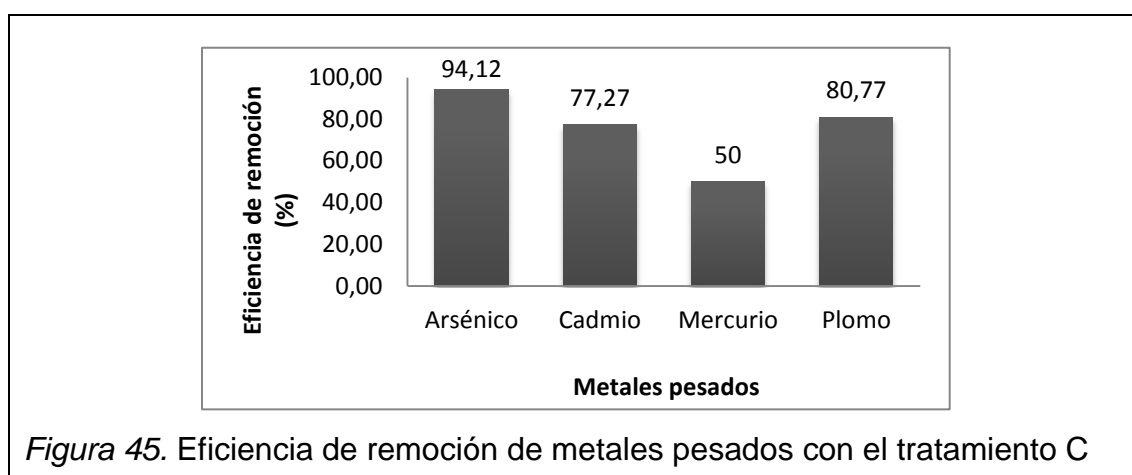


Figura 45. Eficiencia de remoción de metales pesados con el tratamiento C

La remoción de metales pesados en la digestión anaerobia de los lodos tratados sucedió principalmente por adsorción y complejación, gracias a que se trata de un proceso biológico. Esto ocurre por la interacción entre la materia orgánica, los microorganismos y los metales, y en este caso, como se ha aumentado tierra de bosque y por lo tanto materia orgánica, se estimuló a una mejor remoción. Los metales pesados son absorbidos por los microorganismos por las proteínas en su materia celular, o por la interacción entre los iones del metal y la carga negativa de la superficie microbiana. Los iones metálicos también son complejados por el grupo carboxilo de los polisacáridos microbianos (Wang, 2012, p. 57).

De manera general, los metales pesados pueden ser removidos por los microorganismos gracias a los procesos de solubilización, precipitación, quelación, biometilación o incluso hasta volatilización. Esto ocurre por las siguientes razones: (1): producción de ácidos por las bacterias, como el ácido sulfúrico, que disuelve los minerales; (2): producción de ácidos orgánicos que disuelven los minerales y produce una quelación de los metales a moléculas orgánicas; (3): precipitación de los metales como hidróxidos por la producción de amonio; (4): precipitación del metal de manera extracelular; (5) producción extracelular de metales, lo que ayuda a la quelación de los metales, reduciendo su toxicidad; (6): las bacterias tienen la capacidad de biometilizar o volatilizar (ej. Hg), oxidar (ej. As) o reducir (ej. Cr) los metales pesados, biotransformándolos (Wang, 2012, p. 58).

La presencia de los metales pesados en el proceso de digestión es un factor crítico y limitante para la reutilizar el biosólido, ya sea en la agricultura o demás actividades humanas. Se puede concluir que, en las muestras analizadas en el presente trabajo, a pesar de no existir una concentración peligrosa de metales pesados en el lodo residual, se ha logrado reducir entre 50 y 90% de su concentración. Por lo tanto, si llegase a aumentar la concentración de estos elementos tóxicos, la bioestabilización tiene la capacidad de reducirlos en gran proporción.

4.5.3. Macronutrientes en el lodo

Los valores de fósforo y nitrógeno obtenidos del lodo residual inicial y del lodo después del tratamiento C son los presentados en la Tabla 22. Como se puede observar, el fósforo se encuentra dentro del rango típico para lodos de agua residual, sin embargo el nitrógeno es 30 veces mayor al valor normal. Esto puede ser porque la Planta Piloto se encuentra en fases de estudio, produciendo irregularidades en las fases de nitrificación y desnitrificación.

Tabla 22. Niveles de nitrógeno y fósforo en lodos

Macronutriente	Lodo inicial (Lodo 2) (mg/kg)	Lodo del tratamiento C (mg/kg)	Rango típico en lodos residuales
Fósforo	14.2	10.89	0.1 - 14.3
Nitrógeno	523.27	1222.4	0.1 - 17.6

Adaptado de Wang, 2012, p. 78.

También, en la Tabla 22 se puede notar que el nitrógeno aumentó después del tratamiento. Se presume que, en la digestión anaerobia de lodos, la oxidación de la materia orgánica es incompleta, por lo que se genera nitrógeno amoniacal (30% del total de nitrógeno formado), y nitrógeno en formas orgánicas insolubles, aumentando su valor (National, 1996, p. 64). Además, presumiblemente se produciría N_2 por la desnitrificación microbiana cuando los iones nitratos son usados para degradar los compuestos orgánicos en el sustrato (Chaudhari et al., 2012, p. 155). El contenido de fósforo en lodos residuales depende del origen del agua municipal y es insoluble, por lo que suele concentrarse bajo formas inorgánicas como orgánicas en la fase sólida del lodo (National, 1996, p. 65).

El lodo residual, por sus características de origen, contiene una cantidad de nitrógeno y fósforo óptima para el proceso de digestión, y son elementos esenciales para el crecimiento de las plantas (Wang, 2012, p. 78; National, 1996, p. 63). Por esta razón, los biosólidos aplicados en la agricultura son una excelente fuente de nutrientes y, debido a que los fertilizantes comerciales solo suplen el 40% de la demanda mundial, pueden ser comercializados con facilidad (Fixen & West, 2002, p. 169; National, 1996, p. 63). Sin embargo, la cantidad de biosólido que se debe aplicar dependerá de la necesidad del suelo. Respecto al fósforo, no existe mayor problema ya que los biosólidos suelen tener la cantidad necesitada por los suelos (National, 1996, p. 65). No obstante, el nitrógeno debe ser administrado cuidadosamente ya que una sobredosis en el suelo puede causar contaminación del agua subterránea y eutrofización (Yang, 2010, p. 4; National, 1996, p. 64).

5. CAPÍTULO V: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- En este proyecto de investigación, llevado a cabo a pequeña escala, se determinó que las condiciones de estabilización de lodos biológicos producidos en el tratamiento de aguas residuales para optimizar el proceso son el aumento de bioacelerador al lodo, para conseguir un 60% de humedad, y la dosificación de nutrientes (P, N, K), cumpliendo así con el objetivo general del proyecto.
- Durante la caracterización del lodo inicial se encontró un bajo contenido de sólidos (0.3%), un pH de 6.92 y una temperatura de 19.1°C. Además, un conteo de 31700 UFC de coliformes totales. Al finalizar el proceso de estabilización, el lodo más óptimo (tratamiento C) presentó un pH de 7, una temperatura de 18°C y un conteo de 9150 UFC de coliformes totales.
- Se implementó, inicialmente, un diseño experimental completamente aleatorio comparativo exploratorio, el cual consistió en la aplicación de cuatro tratamientos, cada uno con su réplica. De esta fase se obtuvo que el tratamiento C logró optimizar el proceso de estabilización. A partir de este resultado se aplicó un segundo diseño experimental completamente aleatorio comparativo, esta vez de optimización, observándose que las condiciones de optimización apropiadas son lodo + bioacelerador + dosificación nutritiva, correspondientes al tratamiento F. Estas condiciones generan una rápida estabilización (7 días), y reducción de microorganismos patógenos (71%), logrando obtener un biosólido reutilizable clase B.
- El proceso de estabilización fue monitoreado diariamente con los parámetros de temperatura y pH. De manera semanal mediante el estudio de sólidos volátiles y sólidos totales; y en comparación “inicio-fin”

mediante el análisis de microorganismos patógenos, metales pesados, macronutrientes y digestión mediante respirometría.

- La adición de bioacelerador logró reducir la humedad del lodo, acelerar el proceso de estabilización y ayudar a reducir la cantidad de microorganismos presentes en el lodo, en general, a optimizar el proceso. La proporción adecuada de Lodo: Bioacelerador es de 1.65:1.
- El tiempo de digestión se redujo notoriamente ya que para las condiciones mesófilas de este proyecto, el tiempo esperado de estabilización es de 46.6 días, sin embargo, el mejor tratamiento logró la estabilización en 1 semana.
- El biosólido clase B obtenido puede ser reutilizado en cultivos, tomando en cuenta ciertos controles dictados por la EPA (503 Biosolids Rule), como un buen fertilizante debido al contenido de fósforo y nitrógeno. También puede aplicarse para la recuperación de suelos deforestados e incendiados, ya que es una problemática importante en el Ecuador; comercializado como EM (Effective Microorganism), entre otras aplicaciones.
- Las presentes condiciones de estabilización pueden reducir los metales pesados en las siguientes proporciones: arsénico (94.12%), cadmio (77.27%), mercurio (50%) y plomo (80.77%). Además, reduce el volumen del lodo aproximadamente en un 30% lo que representa una reducción en costos operativos.
- El proyecto refleja unos resultados satisfactorios para poder ejecutar el proyecto dentro de las PTARs para la ciudad de Quito. La realización de este proyecto implica un beneficio al ambiente, al evitar que este material putrefacto sea desechado a los ríos o dispuesto en rellenos sanitarios; y un beneficio a la ciudad de Quito, al obtener biosólidos que son un material que se lo puede aprovechar de varias maneras.

5.2. Recomendaciones

- Se recomienda mejorar el aislamiento térmico con el fin de mantener un proceso equilibrado.
- Es recomendable hacer un estudio con los volúmenes reales para asegurar el tiempo de retención exacto y demás parámetros, previo a la implementación a gran escala.
- Se recomienda realizar un estudio microbiológico semanal para identificar cuándo el lodo puede ser considerado biosólido clase B, si se conoce que es estable en 7 días.
- Es suficiente realizar la medición del pH cada 3-5 días para evitar los efectos perturbadores del oxígeno al abrir los reactores.

Implementación del proyecto a gran escala:

- Es recomendable mejorar el proceso de espesamiento a gran escala utilizando un filtro prensa, lecho de secado u otro.
- Es importante controlar que el pH inicial no baje de 6.5 para que el proceso de la digestión anaerobia trabaje de manera adecuada y se produzca biogás. Esto se lo puede hacer mediante soluciones buffers.
- Para aplicar el proyecto a gran escala se debe considerar el diseño del reactor para obtener la mayor cantidad de biogás, que es uno de los beneficios de la digestión anaerobia.
- El biosólido obtenido con este proyecto es de clase B. Si se requiere obtener un lodo clase A, se puede someter adicionalmente, a manera de post-tratamiento, a un proceso aerobio, como el compostaje, para mejorar su calidad.

Perspectivas de estudios futuros:

- Debido a que la reducción de los metales pesados puede estar atribuida a varias posibilidades de biotransformación, se recomienda realizar una investigación para delimitar qué cambio físico-químico o microbiológico ocurre en la bioestabilización.

- Se recomienda realizar la caracterización microbiana de los microorganismos que trabajan en el lodo crudo y en el bioacelerador para poder aislarlos. De esta manera no fuese necesario utilizar tierra de bosque. Se pudiera utilizar algún residuo espesante, como la basura municipal, enriquecida por los microorganismos aislados.

REFERENCIAS

- 3M™. (s.f.). Guía de Interpretación. *Placas para Recuento de Coliformes*.
- Ahmed, M., Idris, A. y Omar, S. S. (2007). *Physicochemical characterization of compost of the industrial tannery sludge*. J. Eng. Sci. Technol, 2(1), 81–94.
- Aktar, W. (2009). Sewage Sludge Disposal - Land Application - Environmental Problems - An Overview. In *Waste and Waste Management: Sewage Treatment: Uses, Processes and Impact*. New York: Nova Science Publishers, Inc.
- Araque, M. (2006). *Evaluación del tratamiento térmico alcalino en la desinfección del lodo generado en la PTAR El Salitre*. Universidad de Los Andes, Bogotá.
- Arboleda Ruales, R. P. (2012). *Estudio de la sedimentabilidad de biosólidos en una planta de tratamiento de aguas residuales*. Universidad San Francisco de Quito, Quito. Recuperado el 1 de agosto de 2015 de <http://repositorio.usfq.edu.ec/handle/23000/1942>
- Ávila, L., Guerrón, M., Carolina, A., Flores, L. y Andrade, L. (2014). *Programa para la Descontaminación de los Ríos de Quito, PDRQ*.
- Aviles, E. (2011). *Determinación de la efectividad del proceso de lombricultura como tratamiento para la estabilización de Lodos Residuales provenientes de una Planta de Tratamiento de Aguas*. Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca.
- Bermeo, M. e Idrovo, E. (2014). *Aprovechamiento de lodos deshidratados generados en plantas de tratamiento de agua potable y residual como agregado para materiales de construcción*. Universidad de Cuenca, Cuenca. Recuperado el 1 de agosto de <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/20868>
- Bermúdez, R., Rodríguez, S., Martínez, M. y Terry, A. I. (2003). *Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás*. Tecnología Química, 23(2), 37–44.

- Bueno, P., Díaz, M. J., Cabrera, F. (2008). *Factores que afectan al proceso de compostaje*. Recuperado el 1 de mayo de 2015 de <http://digital.csic.es/handle/10261/20837>
- Cain, G. D. (2010). *Sanitizing Sewage Sludge: The Intersection of Parasitology, Civil Engineering, and Public Health*. *Journal of Parasitology*, 96(6), 1037–1040. <http://doi.org/10.1645/GE-2631.1>
- Castro, J. C. (2014). *Determinación de hidrocarburos en lodos residuales del tanque de almacenamiento de lodos usados de Etapa EP., posterior al tratamiento con ECOSOIL, SPHAG SORB y Compostaje*. Universidad del Azuay, Cuenca. Recuperado el 1 de agosto de <http://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/3699/1/10370.pdf>
- Ceustermans, A., Coosemans, J. y Ryckeboer, J. (2010). *Compost Microbial Activity Related to Compost Stability*. In H. Insam, I. Franke-Whittle, & M. Goberna (Eds.), *Microbes at Work* (pp. 115–134). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Chaudhari, A., Suryawanshi, P. y Kothari, R. (2012). *Microbial Aspects of Anaerobic Digestion for Biogas Production*. In *Environmental Science, Engineering and Technology : Anaerobic Digestion : Processes, Products and Applications*. New York: Nova Science Publishers, Inc.
- Chavarro, M., Garces, J. P., Guerrero, J. y Salas, D. (2006). *Evaluación de la tratabilidad de los lixiviados en el Relleno Sanitario de Pereira mediante filtros anaerobios de flujo ascendente a escala piloto*. *Scientia et Technica*, 1(30).
- Castrejón, A., Barrios, J. A., Jiménez, B., Maya, C., Rodríguez, A. y González, A. (2000). *Evaluación de la calidad de lodos residuales de México*. Instituto de Ingeniería. Grupo de Tratamiento Y Reúso. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 14.
- Chicón, L. (2000). *Especiación de metales pesados en lodos de agua residual de origen urbano y aplicación de lodos como mejoradores de suelo*. Málaga: I.E.S. Virgen de Belén.

- Constitución del Ecuador. (2008). Recuperado el 1 de marzo de <http://educacion.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/08/Constitucion.pdf>
- Dendooven, L. (2011). *Possible Uses of Wastewater Sludge to Remediate Hydrocarbon-Contaminated Soil, Waste Water - Treatment and Reutilization*. ISBN: 978-953-307-249-4, InTech, DOI: 10.5772/16157
- Dries, B. y Sölter, K. (2003). *Los ácidos orgánicos en el tratamiento de aguas*. Alcion, 107.
- EMRO. (s.f). *Effective mirco-organisms LTD*. Recuperado el 1 septiembre de 2015 de <http://www.effectivemicro-organisms.co.uk/>
- Encarnación, G. y Enríquez, L. (2014). *Evaluación técnica ambiental de un reactor anaerobio de alta concentración de sólidos volátiles*. Escuela Politécnica Nacional, Quito.
- Environmental Protection Agency. (2013). *Pathogen and Vector Attraction Reduction Requirements*. Recuperado el 1 de mayo de 2015 de http://water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/upload/2002_06_28_mtb_biosolids_503pe_503pe_5.pdf
- Environmental Protection Agency. (2013). *Biosolids Rule 503*. Land Aplication of Biosolids. Recuperado el 1 de mayo de 2015 de http://water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/upload/2002_06_28_mtb_biosolids_503pe_503pe_2.pdf
- Environmental Protection Agency. (2009). *Biosolids: Targeted National Sewage Sludge Survey Report* . Recuperado el 1 de mayo de 2015 de <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/tnsss-overview.cfm>
- Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento. (2012). *Programa de descontaminación de ríos*. Recuperado el 10 de noviembre de 2014 de <http://www.aguaquito.gob.ec/>
- Espinosa, M. y Campoverde, M. (2013). *Evaluación del desempeño de los espesadores a gravedad de la planta de aguas residuales de Ucubamba*. Universidad de Cuenca, Cuenca.

- Fixen, P. y West, F. (2002). *Nitrogen Fertilizers: Meeting Contemporary Challenges*. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 31(2), 169–176. <http://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.169>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2008). *Long-term scenarios of livestock-crop-land use interactions in development*. Recuperado el 1 de enero de 2015 de <http://www.fao.org/docrep/W5146E/w5146e09.htm>
- Forster, T., Fernández, M., García, M. P., García, L. R., Gallego, C. Á., & Sales, D. (2003). *Diseño y optimización de la fase de arranque del proceso SEBAC en el tratamiento de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos*. *Residuos: Revista técnica*, 74, 54–62.
- Forster, T., Isaac, R., Pérez, M. y Schwartz, C. (2012). *Anaerobic Digestion: Pretreatments of Substrates In Biogas Production: Pretreatment Methods in Anaerobic Digestion*. Somerset, NJ, USA: John Wiley & Sons.
- Galvis, J. y Rivera, X. (2013). *Caracterización fisicoquímica y microbiológica de los lodos presentes en la planta de tratamiento de aguas residuales industriales (PTARI) de la empresa jugos hit de la ciudad de Pereira*.
- García, O. (2006). *Lodos residuales: estabilización y manejo*. *Caos Conciencia*, 1, 51-58.
- Guía Ambiental. (s.f.). *Tratamiento de lodos*. Recuperado el 1 de enero de 2015 de <http://www.guiaambiental.com.ar/conocimiento-calidad-de-agua-tratamiento-lodos.html>
- Guzmán, D. (2014). *Estudio de Factibilidad para Minimizar los Impactos Ambientales que son Generados por los lodos en el Tratamiento de Aguas Residuales de la Empresa Tropifrutas*. Universidad de Guayaquil, Guayaquil. Recuperado el 1 de agosto de 2015 de <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/4013>
- Hara, K. (2009). *Sewage Sludge Treatment and Recycling Systems in Japan: Trends, Challenges and Future Perspectives In Air, Water and Soil Pollution Science and Technology*. New York, NY, USA: Nova Science Publishers, Incorporated
- Hazen and Sawyer. (2014). *Datos descarga el Batán*. Quito: EPMAPS.

- Hazen and Sawyer. (2014). *Datos Planta Piloto Fase 1*. Quito: EPMAPS.
- Hospido, A., Moreira, M., Omil, F., Fernández-Couto, M., Feijoo, G. y Gestagua, S. A. (2005). *Análisis del ciclo de vida y aplicación a EDAR: Gestión de lodos de depuradora*.
- Houdoková, L., Borán, J. y Elsaber, T. (2009). *Sewage Sludge Treatment in the European Union In Air, Water and Soil Pollution Science and Technology*. New York, NY, USA: Nova Science Publishers, Incorporated.
- Instituto Nacional de Preinversión. (2015). *Los beneficios de la Planta Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales se extenderán al ámbito académico*. Recuperado el 15 de julio de 2015 de <http://www.preinversion.gob.ec/los-beneficios-de-la-planta-piloto-de-tratamiento-de-aguas-residuales-se-extenderan-al-ambito-academico/>
- ISO 11465. (1993). *Soil quality. Determination of dry matter and water content on a mass basis - Gravimetric method*. International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.
- Jenicek, P., Bartacek, J., Kutil, J., Zabranska, J. y Dohanyos, M. (2012). *Potentials and limits of anaerobic digestion of sewage sludge: Energy self-sufficient municipal wastewater treatment plant*. *Water Science & Technology*, 66(6), 1277. <http://doi.org/10.2166/wst.2012.317>
- Jenicek, P., Kutil, J., Benes, O., Todt, V., Zabranska, J. y Dohanyos, M. (2013). *Energy self-sufficient sewage wastewater treatment plants: is optimized anaerobic sludge digestion the key?* *Water Science & Technology*, 68(8), 1739. <http://doi.org/10.2166/wst.2013.423>
- Jiménez, B., Barrios, J. A. y Maya, C. (s.f.). *Estabilización alcalina de lodos generados en un tratamiento primario avanzado*. México D.F., México: Instituto de Ingeniería UNAM.
- Jurado, P., Luna, M. y Barretero, R. (2004). *Aprovechamiento de biosólidos como abonos orgánicos en pastizales áridos y semiáridos*. *Tec. Pecu. Mex* 42: 379-395
- La Hora. (2014). *Contaminación de ríos se debe a descargas domiciliarias*. La Hora.

- Laos, F., Mazzarino, M. J., Satti, P. y Costa, G. (1996). *Liberación de nutrientes de residuos orgánicos derivados de actividad pisícola y urbana en la región Andino-Patagónica Argentina*. En *Ciencia del Suelo* 14 (págs. 24-29). Bariloche: Quintral.
- Li, C., Li, H. y Zhang, Y. (2015). *Alkaline treatment of high-solids sludge and its application to anaerobic digestion*. *Water Science & Technology*, 71(1), 67. <http://doi.org/10.2166/wst.2014.469>
- Lichtfouse, E. (2013). *Sustainable Agriculture Reviews* (Vol. 12). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Lituma, P. (2010). *Biodigestion anaerobia de lodos residuales, de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ucubamba*. Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca. Recuperado el 1 de agosto de 2015 de <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/1522>
- López, J. (2011). *Evaluación de la eficiencia de un reactor anaeróbico de flujo ascendente y manto de lodos UASB para el tratamiento de aguas residuales – escala laboratorio*. Universidad San Francisco de Quito, Quito. Recuperado el 1 de agosto de 2015 de <http://repositorio.usfq.edu.ec/bitstream/23000/750/1/98208.pdf>
- Lozada, P., Escobar, J. C., Pérez, A., Imery, R., Nates, P., Sánchez, G. y Bermúdez, A. (2005). *Influencia del material de enmienda en el compostaje de lodos de Plantas de tratamiento de aguas residuales-PTAR*. *Revista Ingeniería E Investigación*, 25, 53–61.
- Lozada, P., Rodríguez, J., Barba, L., Morán, A. y Narváez, J. (2005). *Tratamiento Anaerobio de Lixiviados En Reactores UASB*. *Ingeniería & Desarrollo* (18).
- Lue-Hing, C.; Matthews, P.; Nàmer, J.; Okuno, N. y Spinosa L.. (1996). *Sludge management in highly urbanized areas. En: A Global Atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal*. IAWQ. Inglaterra. Scientific and technical report 4.
- Mahamud, M., Gutierrez, A. y Sastre, H. (1996). *Biosólidos generados en la depuración de aguas: II. Métodos de tratamiento*. *Ingeniería Del Agua*, 3(3), 45–54.

- Massé, D., Talbot, G. y Gilbert, Y. (2012). A Scientific Review of the Agronomic, Environmental and Social Benefits of Anaerobic Digestion. In *Environmental Science, Engineering and Technology: Anaerobic Digestion: Processes, Products and Applications*. New York: Nova Science Publishers, Inc.
- Mata, R., Sosebee, R. y Wan, C. (2006). *Effect of Types of Biosolids and Cattle Manure on Desert Grass Growth*. *Rangeland Ecology & Management*, 59(6), 664–667. <http://doi.org/10.2111/05-168R1.1>
- Mayer, T., Bennie, D., Rosa, F., Palabrica, V., Rekas, G., Schachtschneider, J. y Marvin, C. (2008). *Dispersal of Contaminants from Municipal Discharges as Evidenced from Sedimentary Records in a Great Lakes Coastal Wetland, Cootes Paradise, Ontario*. *Journal of Great Lakes Research*, 34(3), 544–558. [http://doi.org/10.3394/0380-1330\(2008\)34\[544:DOCFMD\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.3394/0380-1330(2008)34[544:DOCFMD]2.0.CO;2)
- Medina, E., Rojas, N., Rodríguez, A. V. y Fabila, M. G. (2009). *Análisis básico del reuso de lodos residuales de una planta de tratamiento de aguas residuales en suelos de Pradera del Parque Nacional Nevado de Tolouca*. *Quivera*, 11(2), 35–51.
- Ministerio del Ambiente Ecuador. (s.f.). *Programa Nacional para la Gestión Integral de Desechos Sólidos-PNGIDS Ecuador*. Recuperado el 1 de enero de 2015 de <http://www.ambiente.gob.ec/programa-pngids-ecuador/>
- Ministerio del Ambiente Ecuador. (2013). *Estudio para conocer los potenciales impactos ambientales y vulnerabilidad relacionada con las sustancias químicas y tratamiento de desechos peligrosos en el sector productivo del Ecuador*. Recuperado el 12 de noviembre de 2014 de: <http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2013/03/PART4.pdf>
- Moreano, M. (2010). *La biografía secreta de las aguas quiteñas*. Terra Ecuador, 1(1), 2-3
- Mosquera, J. (2004). *Caracterización de un lodo residual como biosólido para uso agrícola*. Universidad de Guayaquil, Guayaquil. Recuperado el 1 de

- agosto de 2015 de
http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/3177/1/T_%20Lodo%20residual%20agr%C3%ADcola%20J.J.%20Mosquera.pdf
- Mudhoo, A. (2012). *Biogas Production: Pretreatment Methods in Anaerobic Digestion*. Somerset, NJ, USA: John Wiley & Sons.
- Muñoz, R., & García Encina, P. (2009). *Sludge Stabilization*.
- National, R. (1996). *Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production*. Washington, DC, USA: National Academies Press.
- Nizami, A. (2012). Anaerobic Digestion: Processes, Products and Applications. In *Environmental Science, Engineering and Technology: Anaerobic Digestion: Processes, Products and Applications*. New York: Nova Science Publishers, Inc.
- Ochoa, I. (s.f.). *Curso de Compostaje en la UNAM: Tipos de Compost*. Madrid, España: UNAM.
- Organización Mundial de la Salud. (2012). *Organización Mundial de la Salud*. Recuperado el 1 de junio de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs372/es/>
- Organización Mundial de la Salud. (2013). *Organización Mundial de la Salud*. Recuperado el 1 de junio de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/es/>
- Pacheco, J. y Magaña, A.. (2003). *Arranque de un reactor anaerobio*. Ingeniería, 7(1), 21–25.
- Paul, E., & Liu, Y. (2012). *Biological Sludge Minimization and Biomaterials/Bioenergy Recovery Technologies*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons
- Pérez, I. y Armas, F. (2010). *Elaboración de un plan de manejo de desechos sólidos y líquidos para el campamento San Rafael del proyecto Hidroeléctrico coca Codo Sinclair*. Universidad de las Américas, Quito. Recuperado el 1 de agosto del 2015 de <http://dspace.udla.edu.ec/handle/33000/2288>
- Pickworth, B., Cranshaw, I., Abraham, K., Coleman, P., Walley, P. y Solheim, O. E. (2005). *Large scale reality of sewage sludge pasteurisation and*

thermal hydrolysis. Proceedings of the Water Environment Federation, 2005(13), 2794–2802.

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2005). *Objetivos del Milenio*. Recuperado el 20 de noviembre de 2014 de <http://www.undp.org/content/undp/es/home/mdgoverview/>

Quiñonez, T., Plochl, M., Pazolt, K., Budde, J., Kausmann, R., Nettmann, E. y Heierman, M. (2012). *Hydrolitic Enzymes Enhancing Anaerobic Digestion In Biogas Production: Pretreatment Methods in Anaerobic Digestion*. Somerset, NJ, USA: John Wiley & Sons

Reátegui, F. V. (2013). *Evaluación ambiental del sistema de alcantarillado sanitario y de la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Quilanga*. Universidad Nacional de Loja, Loja. Recuperado el 1 de agosto del 2015 de <http://dspace.unl.edu.ec/jspui/bitstream/123456789/5060/1/Re%C3%A1tegui%20Rojas%20Fausto.pdf>

Rodrigo, P. y Barajas, C. (2012). *Efecto de la adición de lodos residuales provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales PTAR's a suelos agrícolas y salinos del estado de Guanajuato*.

Rodríguez, M. & Aguilar, G. (s.f.). *Aprovechamiento de lodos de la planta de tratamiento de agua residuales de Irapuato para la producción de biogás*.

Scholz, M. (s.f.). *Wetland Systems to Control Urban Runoff : Integration of Natural and Constructed Wetlands, and Sustainable Drainage Techniques into Traditional Water and Wastewater Systems to Treat Surface Runoff and Diffuse Pollution*. Amsterdam, NLD: Elsevier Science & Technology, 2006.

Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo. (2013). *Plan Nacional del Buen Vivir*. Quito

Señoret, L. (2010). *Manejo de Lodos*. Secretaría Regional Ministerial de Salud de Antofagasta. Chile.

Shilev, S., Naydenov, M., Vancheva, V. y Aladjadjian, A. (2007). Composting of food and agricultural wastes. In *Utilization of By-Products and Treatment of Waste in the Food Industry* (pp. 283–301). Springer.

- Show, K., Lee, D. y Tay, J. (2012). Anaerobic Digestion of Sewage Sludge In *Biological Sludge Minimization and Biomaterials/Bioenergy Recovery Technologies*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons
- Srinivas, T. (2008). *Environmental Biotechnology*. Daryaganj, Delhi, IND: New Age International.
- Stamatelatou, K., Antonopoulou, G, Ntaikou, I. y Lyberatos, G. (2012). The Effect of Physical, Chemical, and Biological Pretreatments of Biomass on its Anaerobic Digestibility and Biogas Production In *Biogas Production: Pretreatment Methods in Anaerobic Digestion*. Somerset, NJ, USA: John Wiley & Sons.
- Surroop, D. y Bégué, O.D. (2012). Original Research: Investigating the Potential of Using Biogas in Cooking Stoves in Rodrigues In *Biogas Production: Pretreatment Methods in Anaerobic Digestion*. Somerset, NJ, USA: John Wiley & Sons.
- Szűcs, B., Simon, M. y Füleký, G. (2012). Effect of Anaerobic Pretreatment by Dry Batch Technology on Aerobic Degradability of Sewage Sludge. In *Environmental Science, Engineering and Technology: Anaerobic Digestion: Processes, Products and Applications*. New York: Nova Science Publishers, Inc.
- Torri, S. y Lavado, R. (2009). Fate of Cadmium, Copper, Lead and Zinc in Soils After Application of Different Treated Sewage Sludge in Soils of The Pampas Regions, Argentina. In *Waste and Waste Management: Sewage Treatment: Uses, Processes and Impact*. New York: Nova Science Publishers, Inc.
- Últimas Noticias. (4 de Junio de 2012). *Radiografía de ríos contaminados*. Últimas Noticias, pág. 4.
- Vera, A., Sánchez, E., Ortiz, M., Peña, J. y Ortega, M. (2006). *Estabilización de lodos residuales municipales por medio de la técnica de lombricompostaje*. En Memorias del V Congreso Internacional y el XI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales (pp. 7–9).

- Vigeras, S., Zafra, G., García, M., Martínez, M. y Pérez, J. (2014). *Efecto del pretratamiento sobre la biodegradabilidad anaerobia y calidad microbiológica de lodos residuales secundarios*, 12(2), 293–301.
- Viteri, L. (2012). *Estudio del sistema de alcantarillado sanitario para la evaluación de las aguas residuales en el caserío El Placer de la parroquia Río Verde de la provincia de Tungurahua*. Universidad Técnica de Ambato, Ambato. Recuperado el 1 de agosto del 2015 de <http://repositorio.uta.edu.ec/bitstream/123456789/3790/1/TESIS%20FINAL.pdf>
- Wang, J. (2012). Fundamentals of Biological Processes for Wastewater Treatment In *Biological Sludge Minimization and Biomaterials/Bioenergy Recovery Technologies*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons
- WTW. (s.f.). *Determination of Biochemical Oxygen Demand (BOD)*. Alemania.
- Yang, X. (2010). *Environmental Science, Engineering and Technology: Potential of Activated Sludge Utilization*. New York, NY, USA: Nova Science Publishers, Incorporated.
- Yáñez, F. (15 de Noviembre de 2014). *Proceso en la PTAR piloto de Quito*. (M. Peñaherrera, Entrevistador)
- Yáñez, F. (s.f.). *Digestión anaeróbica de lodos*. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Yang, X. (2009). Potential of Sludge Treatment In *Air, Water and Soil Pollution Science and Technology*. New York, NY, USA: Nova Science Publishers, Incorporated.
- Ye, F., Liu, X. y Li, Y. (2014). *Extracellular polymeric substances and dewaterability of waste activated sludge during anaerobic digestion*. *Water Science & Technology*, 70(9), 1555. <http://doi.org/10.2166/wst.2014.401>
- Yeow, S. y Peng, W. (2012). Application of Ultrasound Pretreatment for Sludge Digestion In *Biogas Production: Pretreatment Methods in Anaerobic Digestion*. Somerset, NJ, USA: John Wiley & Sons
- You, S., Ren, N. y Zhao, Q. (2012). Microbial Fuel Cell Technology for Sustainable Treatment of Organic Wastes and Electrical Energy

Recovery In *Biological Sludge Minimization and Biomaterials/Bioenergy Recovery Technologies*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons

Zhang, L., Jahng, D., Cui, R., Se, S. y Jiyeon, H. (2009). Sewage Sludge Treatment and Recycling Systems in Japan: Trends, Challenges and Future Perspectives In *Air, Water and Soil Pollution Science and Technology*. New York, NY, USA: Nova Science Publishers, Incorporated.

Zhao, K., Wang, J. (2012). Oxic-Settling-Anaerobic Process for Enhanced Microbial Decay In *Biological Sludge Minimization and Biomaterials/Bioenergy Recovery Technologies*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons

ANEXOS

Anexo 1: Análisis de metales pesados y macronutrientes – laboratorio Lasa

1.1: Análisis del lodo inicial



INFORME DE RESULTADOS

SOLICITADO POR: FERNANDO JAVIER PEÑAHERRERA CHIRIBOGA
DIRECCION: MIRAVALLE
TELEFONO: 0999820304
TIPO DE MUESTRA: Especiales
PROCEDENCIA: PLANTA
IDENTIFICACION: LODO (09/03/15)

INF. LASA 20-03-15 - 0716
ORDEN DE TRABAJO No. 000674-15

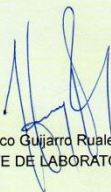
FECHA DE RECEPCION: 10/03/2015
FECHA DE ANALISIS: 10/03 - 23/03/2015
FECHA DE ENTREGA: 20/03/2015
NUMERO DE MUESTRAS: Una (1)
MUESTREO POR: Solicitante

COD. DE MUESTRA: 3446-15

SM 002800-15

ANALISIS FISICO-QUIMICOS

PARAMETROS	UNIDADES	RESULTADOS	METODO DE ENSAYO
Arsénico	mg/l	0.17	Absorción Atómica
Cadmio	mg/l	0.11	PEE-LASA-FQ-51 EPA 7000 B
Fosforo	mg/l	14.2	APHA 4500 P C
Mercurio	mg/l	0.002	Espectrofotométrico
N.T.K	mg/l	523.27	Método Interno
Plomo	mg/l	2.08	PEE-LASA-FQ-51 EPA 7000 B


Dr. Marco Gujarró Ruales
GERENTE DE LABORATORIO

LASA se responsabiliza exclusivamente de los análisis, el resultado se refiere únicamente a la muestra recibida en el laboratorio. Las incertidumbres de los resultados para los ensayos se encuentran disponibles en los registros de Laboratorios LASA. Prohibida su reproducción parcial o total por cualquier medio sin permiso por escrito del laboratorio.

Av. de la Prensa N53-113 y Gonzalo Gallo • Teléfonos: 2469- 814 / 2269-012
Juan Ignacio Pareja OE5-97 y Simón Cárdenas • Teléfono: 2290-815
Celular: 099 9236 287 • e-mail: info@laboratoriolasa.com
web: www.laboratoriolasa.com • Quito - Ecuador



1.2: Análisis del lodo proveniente del tratamiento C



INFORME DE RESULTADOS

INF.LASA 22-04-15-1051
ORDEN DE TRABAJO No. 0023811-15

SOLICITADO POR: MICHELLE ANDREA PEÑAHERRERA PROAÑO
DIRECCIÓN: CUMBAYA - SAN ISIDRO 2
TELÉFONO/FAX: 2898939/ 0995038065
TIPO DE MUESTRA: ESPECIALES
PROCEDENCIA: PLANTA DE TRATAMIENTO - EL BATÁN
IDENTIFICACIÓN: LODO DE PLANTA DE PLANTA DE TRATAMIENTO - EL BATÁN

FECHA RECEPCIÓN: 06/04/2015
FECHA DE ANÁLISIS: 06/04-22/04/15
FECHA ENTREGA: 22/04/15
NÚMERO DE MUESTRAS: UNA (1)
MUESTREO POR: SOLICITANTE
CÓD. DE MUESTRA: 5140-15

REPORTE DE ANÁLISIS FÍSICO QUÍMICO

ITEM	PARAMETROS	UNIDADES	MUESTRA	MÉTODO DE ENSAYO
1	N.T.K.	mg/l	1222,4	PEE-LASA-FQ-06 APHA 2540F
2	FÓSFORO	mg/l	10,89	PEE-LASA-FQ-09b APHA 4500-P E
3	PLOMO	mg/l	<0,40	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
4	ARSÉNICO	mg/l	0,01	PEE-LASA-FQ-20c APHA 3114 C
5	CADMIO	mg/l	<0,025	PEE-LASA-FQ-20b APHA 3111 B
6	MERCURIO	mg/l	0,001	PEE-LASA-FQ-20d APHA 3112 B


DR. MARCO GUILARRO
GERENTE DE LABORATORIO

LASA se responsabiliza exclusivamente de los análisis, el resultado se refiere únicamente a la muestra recibida en el laboratorio
Las incertidumbres de los resultados para los ensayos se encuentran disponibles en los registros de Laboratorio LASA
Prohibida su reproducción parcial o total por cualquier medio sin permiso por escrito del laboratorio

Pág. 1 de 1

Av. de la Prensa N53-113 y Gonzalo Gallo • Teléfonos: 2469- 814 / 2269-012
Juan Ignacio Pareja OE5-97 y Simón Cárdenas • Teléfono: 2290-815
Celular: 099 9236 287 • e-mail: info@laboratoriolasa.com
web: www.laboratoriolasa.com • Quito - Ecuador



Anexo 2: Análisis de huevos de helmintos – laboratorio CENTROCESAL Cía. Ltda.



CENTRO DE SOLUCIONES ANALITICAS INTEGRALES
CENTROCESAL Cía. Ltda.

ÁREA MICROBIOLÓGICA

INFORME DE ENSAYO No.: 14319-01-10-03-15M

Empresa: FERNANDO PEÑAHERRERA
Nombre de representante: MICHELLE PEÑAHERRERA
Dirección: MIRAVALLE
Teléfono: 999820304
Identificación de la muestra: LODO
Descripción de la muestra: GRANULOSO FINO, COLOR NEGRO, SEMISOLIDO
Contenido declarado: 100g
No. de Lote o código: ND
Fecha de elaboración: ND Fecha de caducidad: ND

Muestreo: Por el cliente Fecha de toma de muestra: ND
Fecha de recepción: 10-mar.-2015
Fecha de ensayo: 13-mar.-2015
Fecha de reporte: 16-mar.-2015

Resultados analíticos: Pág.: 1 de 1

Cantidad de muestra analizada por método: 25g

Parámetro	Método	Unidades	Resultado
Huevos de helmintos	EPA 9132	Huevos/g	< 1

UFC= UNIDADES FORMADORAS DE COLONIAS
< 10; < 3; < 1= ausencia de crecimiento en la menor dilución



Lcdo. Arturo Castro O.
CENTROCESAL Cía. Ltda.
Responsable de Análisis

Q.F. Sara Velepucha
CENTROCESAL Cía. Ltda.
Responsable de Supervisión

Notas:

ND: No declara
NA: No aplica

Los resultados reportados son válidos solo para las muestras analizadas de este reporte.
Las condiciones ambientales de temperatura y humedad no influyen en este análisis
Muestras recibidas en el Laboratorio, CENTROCESAL Cía. Ltda. se responsabiliza únicamente de los análisis.
La declaración sobre la incertidumbre de medición, se puede solicitar al laboratorio
y será información cuando el cliente lo requiera o cuando afecte a los límites de una especificación.

fref.:POE:5.10.1 Rev.:05 Anexo 1

Este informe no podrá ser reproducido parcial o totalmente, sin la autorización escrita del Laboratorio

Av. América N31-232 y Av. Mariana de Jesús
Telfs: (593 2) 2230342 / 2233792
Fax: Ext. 102 Celular: 099649872
e-mail: info@centrocesal.com
www.centrocesal.com
QUITO - ECUADOR

Anexo 3: Balances de masa

3.1: Balance de masa de la concentración lodo-tierra de los tratamientos B, B', C, C', D, D', F, F', G, G'.

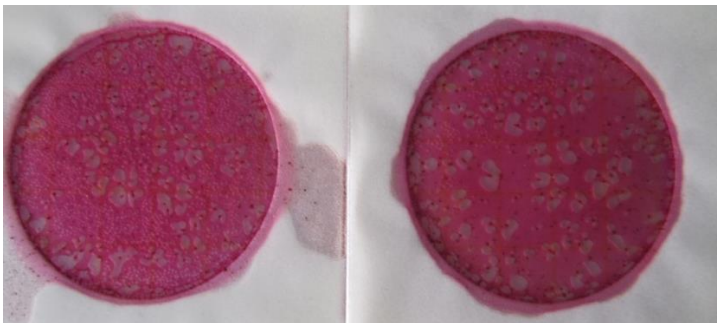
I. Balance de masa total:	II. Balance de masa por componentes "sólidos":	Densidades:
$L3+T=L4$	$0,02(L3)+T= (0,4) (800)$	L3: 1 g/mL
$L3+T=800 \text{ mL (1)}$	$0,02(L3)+T=320 \text{ (2)}$	T: 1,02 g/mL
	de (1): $T=800-L3$ (3)	(3)=(4)
	de (2): $T=320-0,02(L3)$ (4)	L3= 490 mL= 490 g
		T= 310 mL = 316,4 g

3.2: Balance de masa de la concentración lodo-tierra de los tratamientos H, H'.

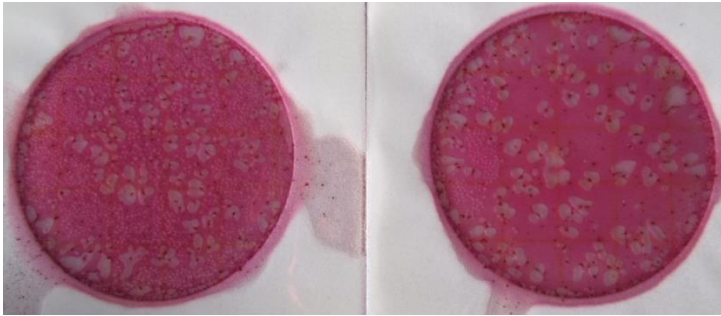
I. Balance de Masa total:	II. Balance de masa por componente "sólidos"	Densidades:
$L3+T=C$	$0,02(L3)+T= (0,2) (800)$	L3: 1 g/mL
$L3+T=800 \text{ mL (1)}$	$0,02(L3)+T=160 \text{ (2)}$	T: 1,02 g/mL
	de (1): $T=800-L3$ (3)	(3)=(4)
	de (2): $T=160-0,02(L3)$ (4)	L3= 650 mL = 650 g
		T= 150 mL = 153 g

Anexo 4: Conteo de coliformes mediante Petrifilm™ - DCAC exploratorio

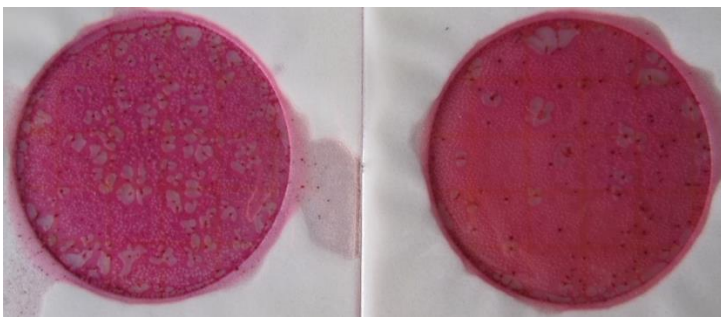
4.1: Lodo inicial vs. Lodo A



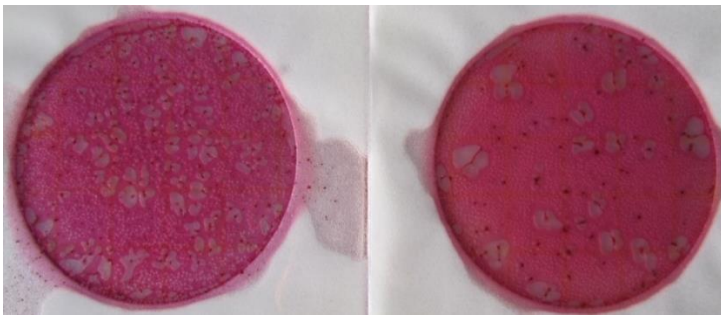
4.2: Lodo inicial vs. Lodo A'



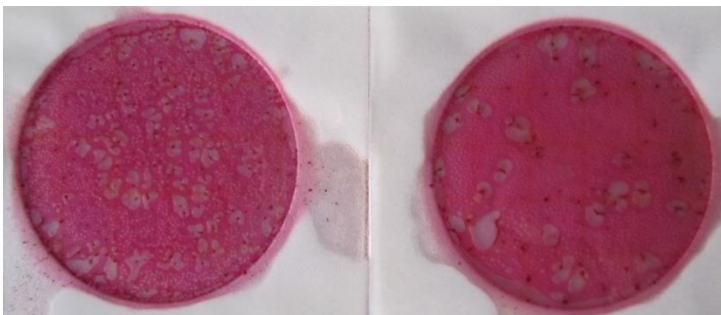
4.3: Lodo inicial vs. Lodo B



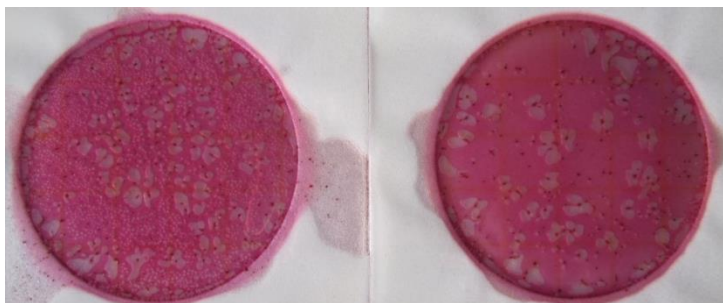
4.4: Lodo inicial vs. Lodo B'



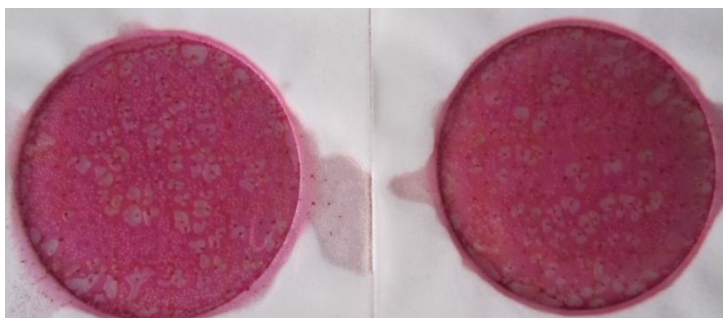
4.5: Lodo inicial vs. Lodo C



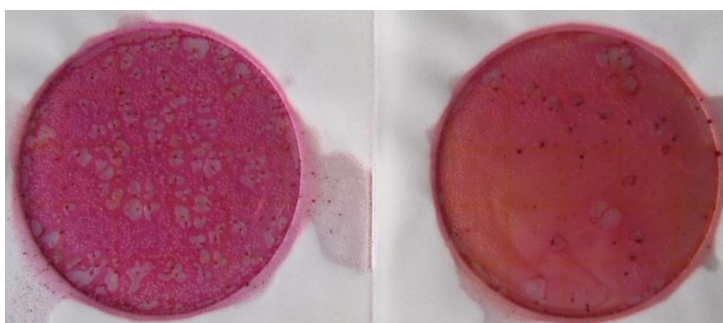
4.6: Lodo inicial vs. Lodo C'



4.7: Lodo inicial vs. Lodo D

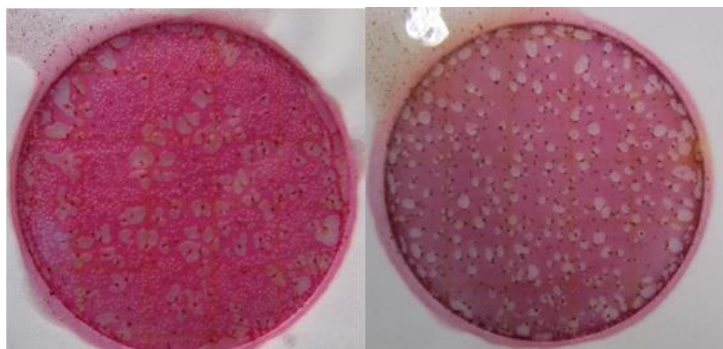


4.8: Lodo inicial vs. Lodo D'

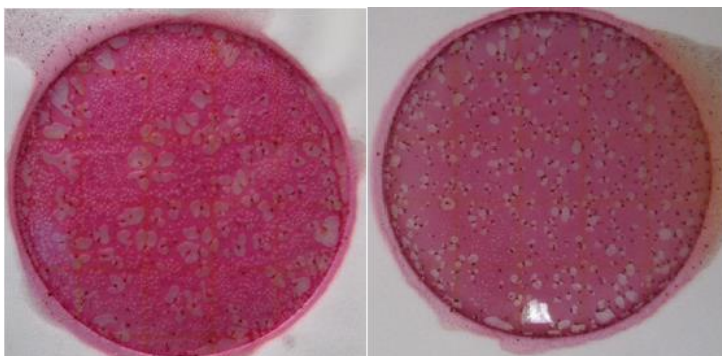


Anexo 5: Conteo de coliformes mediante Petrifilm™ - DCAC de optimización

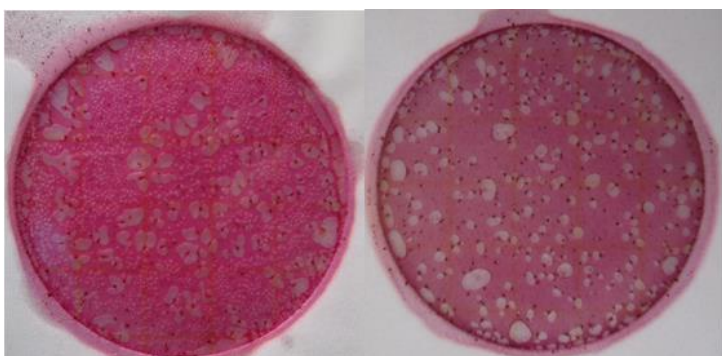
5.1: Lodo inicial vs. Lodo E



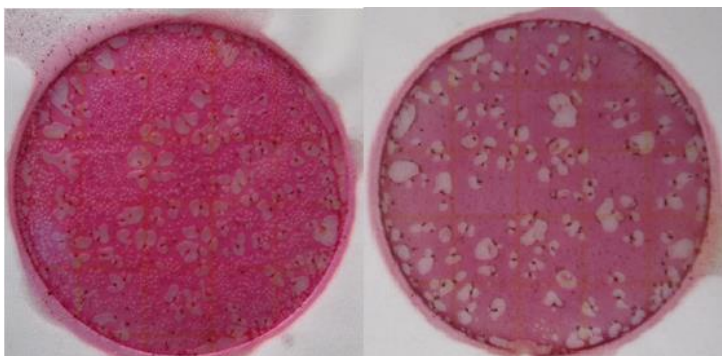
5.2: Lodo inicial vs. Lodo E'



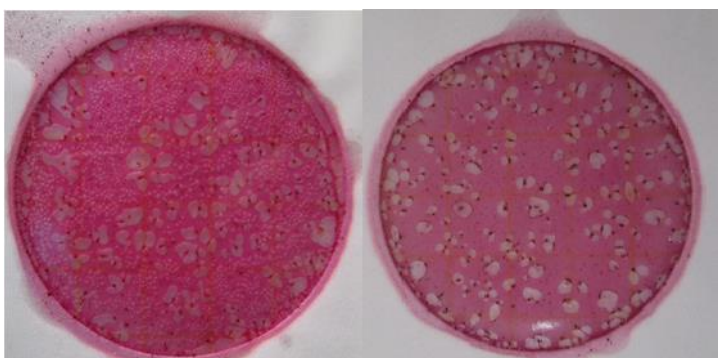
5.3: Lodo inicial vs. Lodo F



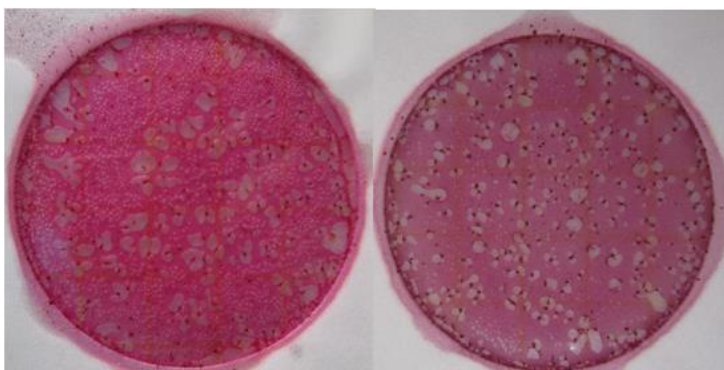
5.4: Lodo inicial vs. Lodo F'



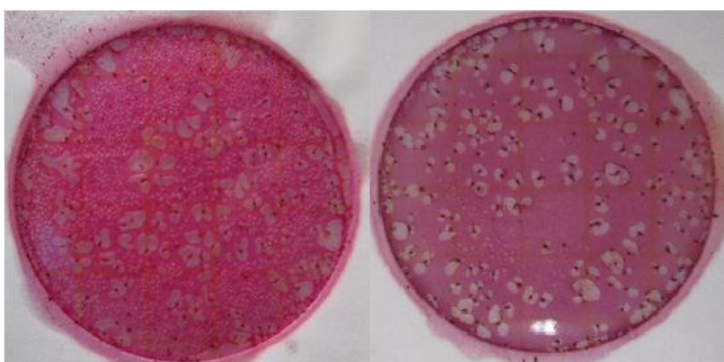
5.5: Lodo inicial vs. Lodo G



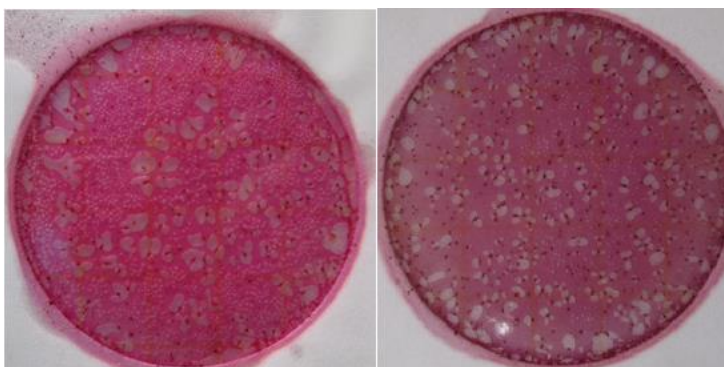
5.6: Lodo inicial vs. Lodo G'



5.7: Lodo inicial vs. Lodo H



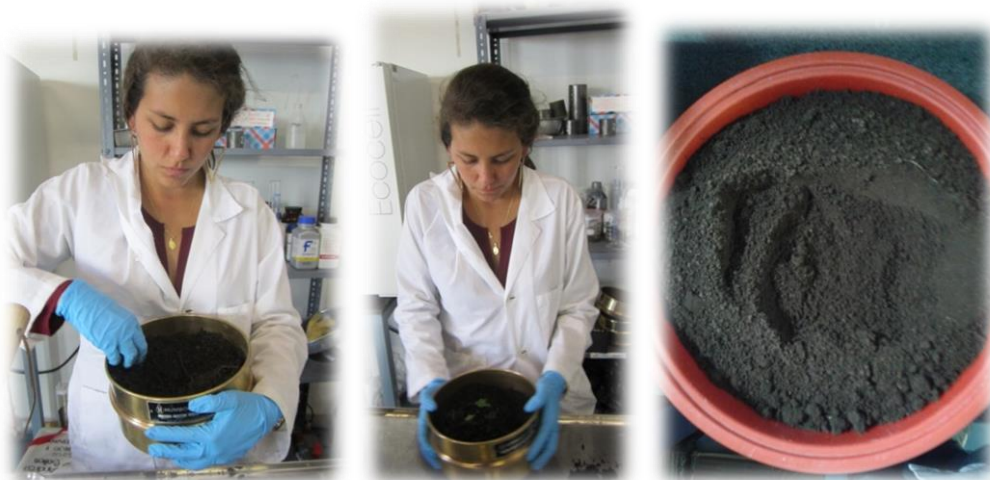
5.8: lodo inicial vs. Lodo H'



Anexo 6: Recolección de lodo y espesamiento



Anexo 7: Recolección y tamizado de tierra de bosque



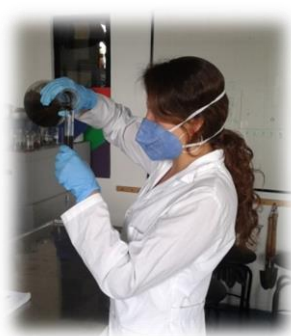
Anexo 8: Preparación de los reactores



Anexo 9: Determinación de ST y SV



Anexo 10: Prueba de digestión mediante respirometría



Anexo 11: Medición de pH y temperatura



11.1: Mediciones de pH y T de los tratamientos C, F y sus réplicas

Día	C		C'		F		F'	
	pH	T	pH	T	pH	T	pH	T
1	6.72	19.8	6.64	19.7	6.34	26	6.16	26.5
1	6.62	20.3	6.58	20.3	6.14	36.2	6.05	35.5
2	6.5	21.4	6.47	21.5	6.09	27.2	6.01	29.3
2	6.45	32.2	6.23	33.3	6.12	21.3	6.01	21.4
2	6.29	27.4	6.19	26.7	6.01	56	6	43.8
3	6.33	20.7	6.35	20.4	6.12	31.3	6.04	31.8
3	6.27	30.1	6.22	30	6.11	22	6.05	22.5
3	6.3	24.2	6.29	23.5	6.05	44.8	6.01	44.6
4	6.57	21.2	6.33	20.9	6.21	22.2	6.1	23
4	6.42	21	6.36	20.9	6.13	38	6.08	37.4
5	6.57	21.2	6.4	19.4	6.16	27.2	6.09	27.8
5	6.42	21	6.3	28	6.27	21.5	6.1	21.9
6	6.43	19.5	6.47	20.2	6.36	20.5	6.3	20.6
6	6.48	28.1	6.49	19.9	6.38	20.4	6.35	20.4
7	6.64	19.9	6.53	19.9	6.37	20.7	6.33	20.7
7	6.5	30.6	6.44	30.4	6.47	20.7	6.46	20.8
8	6.58	20.2	6.5	20	6.59	20.6	6.57	20.6
8	6.66	19.4	6.55	19.4	6.53	20.5	6.49	20.5
9	6.7	19	6.58	19	6.52	19.7	6.52	19.7
9	6.76	19	6.89	18.4	6.63	19.6	6.57	19.7
11	6.87	17.6	6.74	17.5	6.78	22.4	6.79	22.6
12	6.83	18.4	6.79	18.3	6.69	20.2	6.68	20.4
12	6.71	27.2	6.69	26.4	6.78	19.6	6.76	20.1
13	6.81	19.3	6.77	19.2	6.86	20.3	6.87	20.4
16	7	18.5	6.89	18.5	6.87	19.7	6.89	19.7
17	7	18.1	6.94	18.4	7.09	20	6.95	20.1
18	7.1	18.5	6.98	18.5	6.9	19.5	6.97	19.5
21	7.03	18.1	6.94	18	6.98	16.6	7.07	19.7
22	7.06	18.3	6.97	18.3	7	19.1	7.03	19.2
29	7.07	18.3	7	18.3	7.39	19.2	7.22	19.1

Anexo 12. Lodo antes y después



Anexo 10: Secado final del lodo

