

UCLV
Universidad Central
"Marta Abreu" de Las Villas



FCA
Facultad de
Ciencias Agropecuarias

Departamento de Ingeniería Agrícola

TRABAJO DE DIPLOMA

Título: Tratamiento y uso de efluentes de biodigestores porcinos como abonos orgánicos.

Autor: Josue Fabregat Sánchez

Tutor: Dr.C Carlos M. Martínez Hernández

Julio 2019

Santa Clara
Copyright©UCLV

UCLV
Universidad Central
"Marta Abreu" de Las Villas



FCA
Facultad de
Ciencias Agropecuarias

Department of Agricultural Engineering

DIPLOMA THESIS

Title: Treatment and use of pig biodigester effluents as organic fertilizers.

Author: Josue Fabregat Sánchez

Thesis Director: Dr.C Carlos M. Martínez Hernández

July 2019
Santa Clara
Copyright©UCLV

Este documento es Propiedad Patrimonial de la Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, y se encuentra depositado en los fondos de la Biblioteca Universitaria “Chiqui Gómez Lubian” subordinada a la Dirección de Información Científico Técnica de la mencionada casa de altos estudios.

Se autoriza su utilización bajo la licencia siguiente:

Atribución- No Comercial- Compartir Igual



Para cualquier información contacte con:

Dirección de Información Científico Técnica. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas. Carretera a Camajuaní. Km 5½. Santa Clara. Villa Clara. Cuba. CP. 54 830

Teléfonos.: +53 01 42281503-1419

Pensamiento

“Creemos también en la necesidad de que los campesinos presten atención a la técnica, que presten atención a los métodos de cultivo, que presten atención a la fertilización, al regadío, a la selección de semillas. Les aseguro compañeros, que la actual producción de los pequeños agricultores se puede fácilmente, fácilmente, duplicar; y se puede, con un esfuerzo mayor todavía, triplicar la actual producción (...)

Fidel Castro Ruz

Agradecimientos

Les agradezco a todas las personas que me ofrecieron su apoyo en la realización de esta investigación:

En primer lugar a mis padres por el amor y el apoyo que me han brindado en el transcurso de mis estudios y de mi vida.

A mi hermana, que siempre ha estado a mi lado en las buenas y malas.

A todas mis tías, por su preocupación y cariño.

A todos mis primos, por su apoyo incondicional.

A mi tutor por su ayuda y conocimientos.

A mis compañeros de aula, los cuales han estado conmigo durante esta experiencia.

A mi novia y su familia, por haberme acogido como uno más de ellos todo este tiempo.

A todos a los que de una u otra forma ayudaron en la realización de esta tesis.

¡Muchas Gracias!

Resumen

El trabajo se realizó con el objetivo de determinar las propiedades de los efluentes (digestatos) porcinos como fertilizante orgánico; así como la posibilidad de su descontaminación. Los efluentes fueron tomados, en tres digestores anaerobios ubicados en la región central del país (Sancti Spíritus y Villa Clara); así como cuatro muestras en la laguna de oxidación del plantel porcino de la Universidad Central “Marta Abreu” de las Villas. En estos últimos se probó el efecto descontaminante de un bioproducto (CBQ-BioRem) con diferentes dosis de dilución (1/10, 1/100, 1/1000 y 1/10000). En los efluentes, se determinaron: características físico-químicas y microbiológicas, anterior y posterior a su paso por biofiltros; se valoró su efecto como bioabono orgánico, los efluentes de los biodigestores fueron diluidos en agua (50%, 75% y 90%). Se tomó como cultivo indicador el maíz (*Zea mays*), evaluándose sus parámetros morfo fisiológicos; en las muestras de suelo. En la mayoría de los efluentes, la carga microbiana pudo ser reducida utilizando biofiltros y el bioproducto CBQ-BioRem, obteniendo valores por debajo de la norma cubana. El análisis de los efluentes como bioabonos mostró un efecto positivo en los diluidos al 50%, 75% y 90% en agua, alcanzando porcentos de germinación de (100%). En los efluentes mezclados con el bioproducto, solo se alcanzó un buen resultado germinativo en el efluente diluido al 10% logrando (100%) de germinación, resultando las otras diluciones investigadas por debajo del control.

Tabla de contenidos:

Tabla de contenidos:	7
Introducción	1
Hipótesis.....	2
Objetivo General	2
Objetivos específicos.....	2
CAPÍTULO I.REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
1.1. Antecedentes del tratamiento de aguas residuales	5
1.2. Tratamiento de aguas residuales.....	9
1.3. Teoría de la filtración	10
1.4. Descripción del proceso de filtración lenta de arena	12
1.5. Mecanismos involucrados en los procesos de filtrado.....	13
1.6. Sedimentación	16
1.7. Criterios de diseño de los componentes	16
1.8. Filtración con grava.....	17
CAPÍTULO II.MATERIALES Y MÉTODOS	23
2.1. Fabricación del biofiltro de grava, arena, zeolita y carbón vegetal. Ensayos hidráulicos.....	23
2.1.1. Materiales.....	23
2.1.2. Toma de muestras iniciales.	25
2.2. Cálculo del espesor de la capa filtrante.....	26
2.3. Análisis físico – químico de los afluentes y efluentes.....	27
2.3.1. Permeabilidad de los materiales utilizados en los filtros lentos.	28
2.3.2 Ensayo de permeabilidad a carga constante.....	30
2.4. Eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO).	31
2.5. Eficiencia de remoción de la demanda biológica de oxígeno (DBO ₅).	31
2.6. Remoción de Sólidos totales (ST).....	32
2.7. Determinación de la carga microbiana en los afluentes y los efluentes	32
2.8. Determinación de la cantidad de suelo y bioabono a utilizaren los tratamientos.....	32
2.9. Experimentos en condiciones semi-controladas.....	33

2.10.	Efecto de los tratamientos sobre los indicadores físicos y químicos de suelo.	34
2.11.	Evaluación de los indicadores morfo fisiológicos de las plantas indicadoras.	35
2.12.	Análisis estadístico.	35
CAPÍTULO III.RESULTADOS Y DISCUSIÓN.		36
3.1.	Resultados del diseño del filtro.	36
3.1.1.	Análisis granulométrico	36
3.2.	Resultados del cálculo del espesor de la capa filtrante.	37
3.3.	Análisis de los parámetros físico – químico.	38
3.3.1.	Ensayo de permeabilidad a carga constante.	44
3.3.2.	Determinación de la permeabilidad real:.....	44
3.4.	Análisis de la eficiencia de remoción del DQO.	45
3.5.	Análisis de la eficiencia de remoción del DBO ₅	¡Error! Marcador no definido.
3.6.	Análisis de la eficiencia de remoción de los ST.	¡Error! Marcador no definido.
3.7.	Análisis de la carga microbiana en los afluentes y efluentes.	46
3.8.	Resultados de los indicadores morfo fisiológicos de las plantas indicadoras.	47
3.9.	Efecto de los efluentes sobre las propiedades del suelo en el experimento en condiciones semicontroladas.	51
3.9.1.	Efecto de los tratamientos sobre las propiedades químicas del suelo.	51
3.9.2.	Efecto de los tratamientos sobre las propiedades físicas del suelo.	53
3.10.	Análisis de correlaciones para el experimento en condiciones semicontroladas.	54
3.11.	Sostenibilidad ambiental.	55
Conclusiones.....		57
Recomendaciones.		58
Anexos		59

Definiciones y abreviaturas

Definiciones

Afluente: Líquido que ingresa a un componente.

Caudal: Volumen expresado en litros por segundo ($[L^3T^{-1}]$; m^3/s) para el cual es diseñada la unidad.

Control: Proceso permanente y sistemático de comprobación, mediante programas establecidos de muestreo y otros procedimientos.

Desinfección: Proceso que consiste en eliminar los microorganismos patógenos que pueden estar presentes en el agua, mediante el uso de equipos especiales o sustancias químicas.

Efluente: Líquido que sale de un proceso de tratamiento

Filtro: Elemento que, interpuesto en un flujo, permite eliminar parte de los elementos de ese flujo, normalmente elementos no deseados.

Múltiples etapas de tratamiento: Implica tener más de una etapa de tratamiento.

Materia Orgánica Natural o Color Real: Asociado a carbono orgánico disuelto o sustancias húmicas.

pH: Medida de la acidez (< 7) o alcalinidad (> 7) de un compuesto.

Turbiedad: Falta de Claridad de un líquido, causada por las partículas suspendidas. Definido por la medida de dispersar la luz a través de una muestra. Se usan índices como unidad nefelométrica de formacina (FTU) y la unidad de turbidez nefelométrica, (NTU), etc.

Introducción

La filtración lenta de arena ha sido ampliamente usada como método para mejorar la calidad del agua en diferentes regiones del planeta, debido a su simplicidad en la operación y a sus numerosas ventajas. En las últimas décadas estos han sido implementados para mejorar las condiciones del agua después de eventos meteorológicos y desastres naturales cuando se ve truncado el tratamiento por los métodos tradicionales de potabilización o para uso individual en las viviendas, teniendo gran acogida.

Se ha demostrado que los filtros lentos de arena han funcionado de manera exitosa en zonas tanto urbanas como rurales alrededor del mundo, muchas de las cuales subsisten de manera precaria, permitiendo mejoramientos en materia de salud pública y en la calidad de vida de los habitantes de éstas zonas, incluso en se ha evidenciado su buen funcionamiento y el impacto positivo que generan este tipo de tecnologías.

La presente investigación evaluó el método de filtración lenta de arena como alternativa para obtener efluentes de biodigestores porcinos o vacunos poco agresivos al medio ambiente con materiales locales disminuyendo costos y ofreciendo una alternativa ante las condiciones actuales de estos efluentes, los cuales son vertidos al medio con alto valor de contaminación.

Este estudio, se realizó implementando sistemas de filtros lentos de arena a escala de laboratorio con el fin de tratar los efluentes de biodigestores en producción, para posteriormente medir ciertos parámetros de los efluentes tratados y compararlos con la normativa cubana NC-27/2012 de agua residuales.

Se ha podido constatar que los filtros lentos de arena son una buena alternativa para mejorar la calidad de los efluentes de biodigestores en producción, obteniendo altos porcentajes de remoción de DQO, DBO₅, ST, coliformes fecales, termotolerantes y Pseudomonas aeruginosas en investigaciones recientes sobre el tema a nivel nacional e internacional.

Se ha llevado a cabo en dos provincias de la región central de Cuba (provincias de Sancti Spíritus y Villa Clara), toma de muestras de efluentes de biodigestores en producción para su estudio y valoración, motivado por ser zonas muy significativas que

reflejan la situación actual en materia de uso y tratamientos de efluentes de biodigestores porcinos, por lo cual los resultados obtenidos en esta investigación pudieran ser usados como base para el desarrollo de futuros proyectos de ingeniería que brinden otro tipo de soluciones a la problemática planteada, de ahí que se defina como problema de investigación el siguiente:

Problema científico

Con la proliferación de biodigestores porcinos en el territorio central de Cuba y la ocurrencia de fenómenos atmosféricos de gran magnitud en el último lustro, se ha puesto de manifiesto que estos efluentes son peligrosos al medio ambiente ya que pueden contaminar las aguas superficiales y profundas al ser vertidos indiscriminadamente al medio ambiente sin ningún tipo de tratamiento previo. Por otra parte, la oportunidad de aprovechar estos como una fuente estable y renovable de abono orgánico, pudiera solventar los problemas de la aplicación de fertilizantes minerales de alto costo y adquisición dificultosa en el mercado internacional.

Hipótesis

Si utilizamos filtros lentos de arena fabricados con materiales locales se puede realizar la descontaminación de los efluentes porcinos de biodigestores en producción y disminuir gran parte de las materias contaminantes dentro de los límites de las normas cubanas, así como lograr un adecuado uso de estos como abonos orgánicos.

Objetivo General

- Evaluar el efecto de filtros lentos de arena para el tratamiento de efluentes porcinos (digestatos) de biodigestores en producción.

Objetivos específicos

1. Realizar la revisión bibliográfica respecto al uso de los biofiltros de arena en los tratamientos de aguas y aguas residuales.
2. Confeccionar un biofiltro de arena a escala de laboratorio.
3. Seleccionar los materiales filtrantes para establecer los criterios de filtración.

4. Evaluar los parámetros de coliformes totales, termotolerantes, pseudomonas aeruginosas, DQO y DBO₅, así como niveles y la eficiencia de estos siguiendo normas cubanas.
5. Evaluar el efecto de efluentes porcinos de biodigestores tratados como abonos orgánicos.

Tareas a desarrollar

- 1.Revisión bibliográfica del tema donde se pueda arribar a conclusiones sobre la base de la realización de un filtro de arena a escala de laboratorio.
- 2.Recolección de materiales que puedan ser empleados en la confección del filtro usando para ello muestras del territorio de Villa Clara.
- 3.Análisis de las muestras que permitan establecer criterios de coeficientes de filtración, tamaño de partículas y otros parámetros.
- 4.Pruebas necesarias que admitan un análisis estadístico de réplicas de ensayo para arribar a conclusiones generales en correspondencia con los objetivos de este trabajo.

Este trabajo es *novedoso*, pues supone un aporte práctico para establecer los criterios necesarios a la hora de diseñar un sistema de tratamiento de aguas residuales utilizando biofiltración a partir del uso de materiales del territorio de Villa Clara, permitiendo disminuir los parámetros de contaminación, disminuyendo el costo por la introducción de otros tipos de tratamientos y estando de acuerdo con la política de los Lineamientos Económicos del PCC para el periodo 2016-2021 respecto a la disminución de las importaciones y desarrollando tecnologías de bajo costo y producción nacional.

Estructura de la tesis

La tesis se estructurará en tres capítulos divididos en:

Capítulo I. Revisión del estado del arte de las bibliografías concernientes a los sistemas de tratamiento de aguas residuales por biofiltración para descontaminación y posible uso como abono orgánico; así como seleccionando los materiales para la realización de este trabajo.

Capítulo II. Confeccionar filtros de grava, arena, zeolita y carbón vegetal de filtración lenta de agua a escala de laboratorio, estableciendo las granulometrías recomendadas en las bibliografías, seleccionando los materiales y realizando procesos de lavado y saneamiento de las

materias primas así como realizando los ensayos correspondiente para arribar a conclusiones en el capítulo III de este trabajo.

Capítulo III. Discusión de los resultados en este apartado se expresarán los resultados obtenidos; así como se emitirán criterios propios que conlleven al cumplimiento de los objetivos planteados en este trabajo.

CAPÍTULO I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1. Antecedentes del tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de las aguas residuales provenientes de la industria puede llevarse a cabo mediante diversos métodos. Estos pueden alternarse de diferentes maneras, lo que ofrecerá como resultado diferentes secuencias de operaciones y procesos. Todos estos se basan en fenómenos físicos, químicos y biológicos. Sin embargo, casi todas las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales se conciben con base en procesos biológicos (Rolim, 2000).

En la búsqueda de soluciones para el tratamiento de las aguas residuales industriales aplicando tecnología de bajo consumo de energía, dentro de los procesos biológicos, se ha promovido la utilización de las lagunas de estabilización, los procesos anaerobios de alta tasa, los tratamientos primarios de alta eficiencia, las zanjas de oxidación, los filtros percoladores, los humedales naturales y artificiales o combinación de estos procesos.

En ingeniería ambiental el término tratamiento de aguas es el conjunto de operaciones unitarias de tipo físico, químico o biológico cuya finalidad es la eliminación o reducción de la contaminación así como la eliminación de las características no deseables de las aguas, bien sean naturales, de abastecimiento, de proceso o residuales llamadas, en el caso de las urbanas, aguas negras.

Las aguas residuales (o servidas) pueden provenir de actividades industriales o agrícolas, instituciones, locales comerciales y del uso doméstico.

El tratamiento de las aguas residuales es un proceso complejo, exige un importante esfuerzo para la evaluación de las necesidades de depuración, tales como la caracterización de las aguas residuales. Esto último se logra a partir de diversas mediciones físicas, químicas y biológicas, entre las cuales se incluyen la determinación del contenido en sólidos, la demanda bioquímica de oxígeno, la demanda química de oxígeno y el pH.

Para el tratamiento de las aguas existen diferentes formas o tipos de tratamientos, conocidos como primarios secundarios y si es necesario el terciario, a continuación se exponen estos tratamientos por tipos.

Tratamiento primario:

- **Mallas;**
- **Cribado;**
- **Trampas de grasas.**

Sistemas secundarios:

Los sistemas secundarios son tecnologías implantadas principalmente siguiendo los métodos naturales de depuración y filtración de las aguas en la naturaleza.

Tratamientos terciarios:

El tratamiento terciario (al que también se le conoce como tratamiento avanzado) es la serie de procesos destinados a conseguir una calidad del efluente superior a la del tratamiento secundario convencional descrito en apartados anteriores.

Tratamiento mediante sistemas naturales:

Estos son sistemas que tienen como medios los suelos y la flora, tienen la capacidad de responder a los contaminantes naturales los que aprovechan para su desarrollo.

Estos sistemas se aplican una vez que ya se halla sometido el agua a un tratamiento anterior para que la carga contaminante se aproxime a la los niveles aceptados. Estos procesos se han desarrollado en diferentes medios adaptando las características de los suelos y de las plantas y partiendo de eso se pueden catalogar o clasificar de acuerdo con:

- Tratamientos en suelos de baja velocidad;
- Tratamiento en suelos de rápida infiltración;
- Tratamiento de suelos de escurrimientos;
- Tratamiento en humedales (Wetlands);
- Tratamiento con plantas acuáticas.

Tratamientos en suelos de baja velocidad: Utilizando este tratamiento, se han propuesto alternativas para los materiales de construcción de los filtros, entre los cuales

se encuentra el concreto, el plástico, el metal o incluso contenedores indígenas, y en cuanto al material constituyente del lecho filtrante (CAWST, 2008).

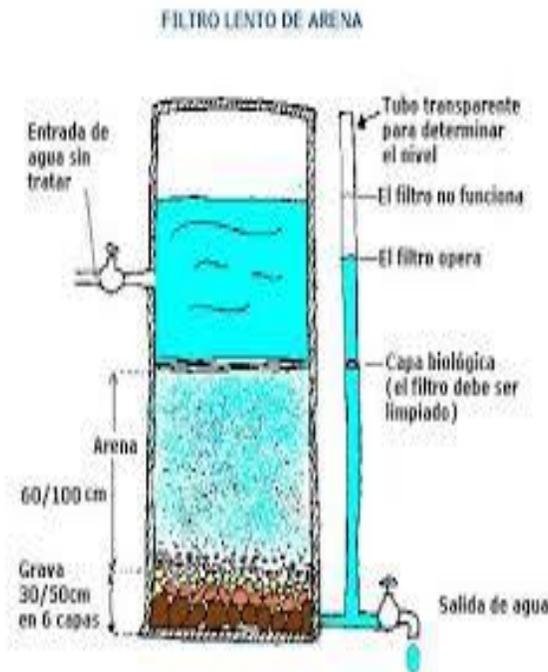


Figura 1.1. Dimensiones de un biofiltro. Fuente:(CAWST, 2008).

Uno de los aspectos más significativos a considerar sobre los filtros lentos de arena es la capa biológica que se forma en la superficie del lecho filtrante, debido a su importancia, se han realizado investigaciones sobre su formación y las condiciones bajo las cuales debe permanecer para garantizar la eficiencia del filtro; concluyó que el tiempo de maduración de esta capa es de aproximadamente 30 días, asimismo recomienda que el agua cruda debe ser suministrada de forma intermitente con un régimen constante con periodos de pausa de mínimo 1 hora y máximo 48 horas, la temperatura debe ser ideal para la formación de los microorganismos y además es preciso asegurar que reciba el oxígeno necesario para los procesos metabólicos.

Sin embargo, para investigaciones de corta duración, tiempos de espera de 30 días no resultan convenientes para el desarrollo de los proyectos, aún menos cuando se requiere cambiar el afluente al sistema de tratamiento de filtros lentos de arena, puesto que es necesario esperar a que se reestructure la capa biológica y se adapte a las nuevas condiciones de nutrientes del nuevo afluente. La tendencia en materia de filtros

lentos de arena a nivel internacional consiste en buscar la manera de optimizarlos y lograr una buena relación costo – beneficio y de esta manera poder implementarlos especialmente en comunidades rurales.

De igual forma, en Cuba se han realizado estudios acerca de la implementación de arena para mejorar la calidad del agua que algunos asentamientos rurales están recibiendo para su consumo, iniciando con una fase experimental en el laboratorio para probar la efectividad de estos filtros antes de implementarlos en las comunidades, teniendo en cuenta diferentes parámetros del agua potable y las normas que los regulan. La mayoría de estas investigaciones han evaluado sus resultados comparando la calidad del agua filtrada con lo establecido en la NC de Agua, analizando parámetros como color, turbidez, coliformes fecales, pH, y otros.

La eficiencia del uso de filtros lentos de arena ha sido demostrada para la potabilización del agua en comunidades rurales en posos como los que tenemos en las casas, llegando a la conclusión de que el sistema de filtros lentos de arena para uso doméstico es viable para zonas en las cuales no se tiene acueducto, puesto que mejora las condiciones microbiológicas y fisicoquímicas del agua problema (Aguiar, 2009).

Es importante resaltar que para el inicio del funcionamiento de los filtros lentos de arena como un sistema para obtener agua potable, primero se debe desarrollar la capa biológica que se forma en la parte superior del estrato de arena, durante un periodo de maduración, que para algunos autores internacionales corresponde aproximadamente a tres semanas mientras que en otras investigaciones se ha señalado que hasta 30 días es suficiente (Aguiar, 2009).

En cuanto al sistema de tratamiento de agua que se propone con este proyecto, el cual consiste en filtros con materiales locales, ha sido abordado en algunas investigaciones en la Universidad de la Habana, a nivel de pregrado, se desarrolló una tesis en el programa de Ingeniería Hidráulica, en la que se evaluó el proceso de filtración con aguas sintéticas a tasa constante con turbiedades de 16 a 24 UNT, usando una planta piloto de filtración conformada por tres torres de filtros, cuyo lecho filtrante consistía en capas de antracita, arena y grava, con la que se midió el grado de remoción de turbidez, obteniendo una eficiencia de la planta de 99% (Villabona, 2007).

1.2. Tratamiento de aguas residuales

Anteriormente fueron expuestos algunos tipos de tratamientos, en este acápite se profundiza en el filtrado utilizando filtros lentos de arena común.

a. Filtro Lento de Arena Común:

La filtración lenta en arena (FLA) como etapa principal de tratamiento, juega un papel muy importante en el mejoramiento de la calidad del agua en zonas rurales y urbanas marginadas, por su eficacia, facilidad de diseño y sencillez en su operación y mantenimiento. Los filtros lentos de arena (ver figura 1.1) reducen drásticamente el número de virus (total), bacterias (99-99.9%), protozoarios o huevos de nematodos (hasta 99.99%) dañinos para la salud. La turbiedad del efluente en un filtro bien diseñado y operado puede llegar a 1 UTN (Bareño, 2016).

La remoción de carbono orgánico biodegradable se logra hasta en un 50%, y se lleva a cabo por la actividad biológica que se genera en los lechos. El color real se remueve hasta en un 60% con ayuda de pre oxidación. El hierro se puede reducir del 30 al 90%, pero los filtros se colmatan rápido si el contenido de hierro es mayor a 1 mg/l por lo que es necesario empacar el filtro con un grano de arena más grande (~0.5 mm) que el tamaño efectivo (T.E. 0.3 mm). Con el fin de alcanzar largas carreras de filtración, el agua que alimenta los filtros debe tener turbiedades promedio menores a 10 UTN, logradas con ayuda de los filtros gruesos (Bareño, 2016).

Una gran variedad de microorganismos (bacterias, protozoarios, algas, hongos, micro crustáceos y nematodos) forman una delgada capa biológica sobre la superficie del lecho de arena (20 mm), la cual es en gran medida responsable del mejoramiento de la calidad fisicoquímica y bacteriológica del agua. El filtro de arena consta de un tanque de lámina o plástico de 200 litros, empacado con una capa de arena fina y una o dos capas soporte de grava graduada. Opcionalmente puede llevar una capa intermedia de carbón vegetal. Además requiere tubería de PVC o galvanizada, conexiones y un par de llaves.

Trabaja a flujo descendente y la biocapa del lecho de arena necesita agua y alimento continuo y la arena debe mantenerse húmeda, por lo tanto, el filtro debe preferentemente funcionar sin interrupción. La tasa de filtración debe ser constante en la medida de lo posible y dentro del rango de 0.01 a 0.1 m³/m².hr. Cuando la turbiedad sea mayor a 10 UTN pero menor a 30, es conveniente colocar un lecho de gravilla sobre una malla o charola perforada que actúe como pre-filtro encima de la arena. La pre-filtración gruesa previene que el filtro lento se obstruya en corto tiempo, ayudando a mejorar la calidad del agua filtrada. Estos filtros lentos de arena caseros pueden proporcionar de 2.5 a 25 litros por hora de agua filtrada, razón por lo cual se debe almacenar en tanques para tener una reserva. Si el filtro trabajara las 24 horas del día, la producción sería tal que a cada miembro de una familia de 5 personas le corresponderían hasta 120 litros diarios de agua de buena calidad para todo uso (Bareño, 2016; Mercado, 2015).

1.3. Teoría de la filtración

La filtración es una de las operaciones unitarias más importantes en el tratamiento del agua para el consumo humano. Su objetivo básico es separar las partículas y microorganismos objetables, que no han quedado retenidos en los procesos de coagulación-floculación. En consecuencia el trabajo del filtro, depende directamente de la mayor o menor eficiencia de los procesos preparatorios.

Según (Canosa, 2014; Sanchez, 2014), entre los parámetros que influyen en la eficiencia de la filtración se encuentran:

- Calidad de agua influente;
- Granulometría del material filtrante;
- Resistencia química y mecánica del material filtrante, forma de las partículas;
- Altura del lecho;
- Carga hidráulica;
- Velocidad de operación.

Atendiendo a los materiales filtrantes más usados, se destacan la arena y la antracita; sin embargo, en la actualidad se reportan con muy buenos resultados: el polietileno y la zeolita natural.

Filtración lenta de arena

La filtración lenta de arena es un proceso consistente en filtrar lentamente el agua no tratada a través de una cama porosa de arena, el agua entra a la superficie del filtro y luego drena por el fondo. Este proceso permite mejorar la calidad del agua.

Elementos de un filtro lento de arena

En la figura 1.2 se presentan los componentes básicos que constituyen un filtro lento de arena que se describen a continuación:



Figura 1.2. Componentes básicos de un filtro de arena. Fuente: (Aguilar, 2009).

- Reserva de agua cruda: capa de agua en la parte superior que se encuentra sobre el estrato de arena fina, su principal función es la de mantener una cabeza constante de agua sobre el filtro, esta cabeza proporciona una presión hidráulica que empuja el agua a través del filtro.
- Schmutzdecke (lodo biológico o piel de filtro): capa constituida por material de origen orgánico que se forma con el tiempo, a través de la cual debe pasar el agua antes de llegar al medio filtrante. Esta capa está formada principalmente por algas y otras numerosas formas de vida, como plancton, protozoarios y bacterias contenidas en el agua problema.

- Lecho de arena: medio para que la comunidad de microorganismos se desarrolle sobre él, es en esta capa donde se desarrolla la mayor parte del proceso físico de la filtración. Este medio debe estar compuesto por granos duros y duraderos, libres de arcilla materia orgánica. El diámetro efectivo usualmente está entre 0.15 mm – 0.35 mm, ha sido demostrado experimentalmente que tanto el material más fino como el más grueso de este rango trabajan satisfactoriamente en la práctica, por lo que al final la selección tendrá que depender de los materiales locales disponibles. Usualmente se coloca en la parte inferior del lecho una capa de arena más gruesa que permita una mejor transición entre la capa de grava y la capa de arena.
- Grava de soporte: las capas de grava tienen dos funciones, soportar el lecho de arena y proporcionar salida del agua más fácilmente desde la base del lecho de arena. Las rocas que conforman estas capas deben ser duras, preferiblemente redondas, y debe estar libre de arena, arcilla, suciedad y de materia orgánica.
- Sistema de drenaje: asegura la recolección uniforme del agua a través de toda el área de filtración. Las capas de grava deben cubrir en su totalidad este sistema de drenaje.

1.4. Descripción del proceso de filtración lenta de arena

- En principio, el agua cruda que ingresa al filtro, permanece cierto tiempo sobre el medio filtrante, tiempo que depende de la velocidad de filtración. Durante este periodo las partículas más pesadas que se encuentran en suspensión se sedimentan y las más pequeñas tienden a formar flóculos.

En la capa superior de la superficie filtrante, la cual corresponde a la arena, se forma una película delgada denominada *schmutzdecke* constituida por una gran variedad de microorganismos, biológicamente muy activos, sin embargo, se requiere un tiempo de maduración entre 3 y 5 semanas para la formación del mismo (Aguilar, 2009).

Los microorganismos que conforman la película biológica se estabilizan en los poros de los medios filtrantes gracias al efecto de la gravedad y actúan de manera tal que atrapan, digieren y degradan la materia orgánica contenida en el agua. Cabe destacar que se debe mantener un nivel de agua constante sobre el *Schmutzdecke* para posibilitar la subsistencia de los microorganismos que lo componen.

Posteriormente el agua sigue avanzando a través del medio filtrante y el material en suspensión es removido por cernido y otros procesos como la adherencia resultante de la acción de las fuerzas eléctricas, acciones químicas y atracción de masas, por lo que disminuye la turbidez y también disminuye el color. Por otro lado, en el espacio vacío del medio filtrante se llevan a cabo procesos de sedimentación.

Debido a los procesos que se efectúan, la superficie de las partículas del material filtrante también es revestida por una película biológica similar al Schmutzdecke con bajo contenido de algas, pero con un gran número de bacterias, las cuales continúan absorbiendo impurezas y otros residuos. En la parte inferior del medio filtrante disminuye la cantidad de alimento produciéndose así otro tipo de bacterias, las cuales utilizan el oxígeno disuelto en el agua y los nutrientes que se encuentran en solución. (OPS, 2005).

Finalmente, el agua fluye a través de la capa inferior conformada por grava y es recolectada mediante una tubería de salida.

1.5. Mecanismos involucrados en los procesos de filtrado

Entre los mecanismos involucrados en los procesos de filtrado se encuentran los mecanismos de remoción, los mecanismos de transporte y los mecanismos biológicos de la desinfección. Los mismos, se describen a continuación:

Mecanismos de remoción: Existe un coeficiente de remoción del filtro (λ), el cual puede ser determinado por medio de dos componentes que son: el coeficiente de probabilidad de colisión (η) y el coeficiente de adherencia (α), los cuales, a su vez, son expresados mediante los mecanismos de remoción de un filtro lento de arena: transporte, adherencia y biológico (CAWST, 2008).

Mecanismos de transporte: En esta etapa se dan procesos principalmente hidráulicos, bajo condiciones de flujo laminar y considerando que el grano de arena se comporta como una obstrucción que interrumpe el flujo del agua. En la Figura 1.3 se muestran los diferentes mecanismos mediante los cuales ocurre la colisión entre las partículas y los granos de arena.

Se define el coeficiente η como la oportunidad de colisión entre una partícula y un grano de arena y el número de colisiones por unidad de desplazamiento determina el potencial de remoción mediante la filtración (Aguilar, 2009).

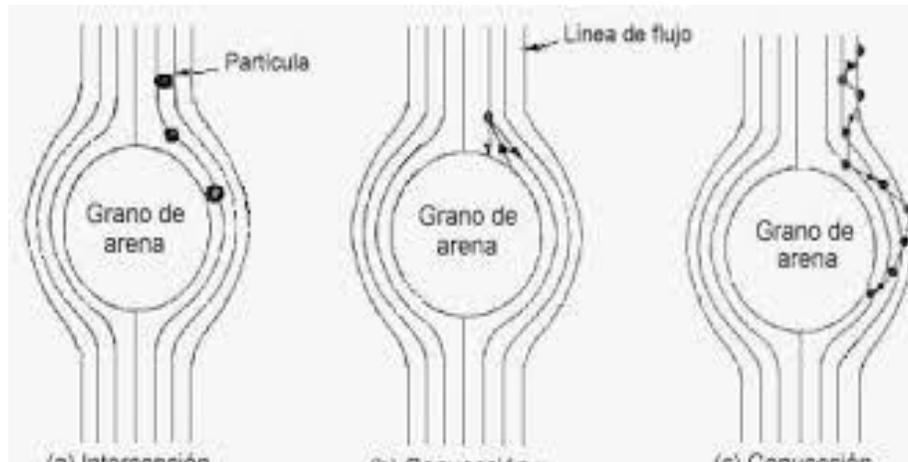


Figura 1.3. Mecanismos de transporte en la filtración lenta de arena.

Mecanismo biológico de la desinfección: Como se indicó anteriormente, la remoción total de partículas en este proceso se debe al efecto conjunto del mecanismo de adherencia y el mecanismo biológico para la formación de la capa. Es necesario que para que el filtro opere como un verdadero sistema de desinfección, la capa biológica se encuentre establecida y bien formada.

Solo cuando esta situación se presenta, el sistema de filtración funciona como un depurador de la contaminación microbiológica contenida en un agua problema y podrá operar correctamente. Entonces se dice que el filtro maduró, lo que puede tardar 4 y 5 semanas, en donde se recomienda no consumir el agua que sale del sistema de filtración debido a que la capa está en su etapa de estabilización.

Al iniciarse el proceso de descontaminación, los microorganismos contenidos en el agua problema utilizan como fuente de alimentación el depósito de materia orgánica y pueden multiplicarse en forma selectiva, lo que contribuye a la formación de la película biológica del filtro (CAWST, 2008).

Estos oxidan la materia orgánica para obtener la energía que necesitan para su metabolismo (desasimilación) y convierten parte de esta en material necesario para su crecimiento (asimilación). Así, las sustancias y materia orgánica muerta se convierten

en materia viva. Los productos del metabolismo son llevados por el agua a profundidades mayores y son utilizados por otros organismos. El contenido bacteriológico está limitado por el contenido de materia orgánica en el agua cruda y se relaciona directamente por la capacidad que tienen dichos organismos de encontrar el sustrato para disminuir su tasa de mortalidad, durante la cual se libera materia orgánica para ser utilizada por las bacterias de las capas más profundas y así consecutivamente.

Siguiendo el anterior proceso, la materia orgánica degradable presente en el agua problema se descompone progresivamente en agua, bióxido de carbono y sales como sulfatos, nitratos y fosfatos, los cuales son descargados en el efluente del filtro. La actividad bacteriológica tiende a ser más pronunciada en la parte superior del lecho filtrante y decrece gradualmente con la profundidad y la disponibilidad de sustrato. Cuando se limpian las capas superiores del filtro se remueven las bacterias que se han estabilizado, siendo necesario un nuevo periodo de maduración del filtro hasta que se logre desarrollar la actividad bacteriológica necesaria para la generación.

Arena

El filtro lento como procesos de desinfección. A partir de 0.50 m de profundidad, la actividad bacteriológica disminuye o se anula, produciendo así reacciones bioquímicas que convierten a los productos de degradación microbiológica en amoníaco y a los nitritos en nitratos (nitrificación).

Como el rendimiento del filtro lento depende principalmente de la formación de la capa biológica, si esta no se forma robustamente la eficiencia es baja y no debe considerarse al sistema como un depurador de materia orgánica, sino como un mejorador de la calidad del agua, sobretodo de las características organolépticas.

Subproductos desarrollados durante la desinfección. Los subproductos del proceso de filtración lenta se pueden considerar sustancias naturales producto de la degradación biológica de la materia orgánica en el agua los cuales no se consideran un riesgo para la salud, ya que el proceso no requiere de sustancias químicas que reaccionen con la materia disuelta en el agua. En tal sentido, los subproductos de la filtración lenta son dióxido de carbono y sales relativamente inocuas, además de un contenido bajo de

oxígeno disuelto, pero entre los parámetros de calidad. Estas condiciones pueden ser revertidas con un proceso de aireación en el agua de salida.

Otras consideraciones

1. Tamizado de la muestra: Actúa únicamente en la superficie de la arena y sólo con las partículas cuyo tamaño sea mayor al de los espacios dejados por la arena. El cernido puede ocasionar colmatación de la capa superficial afectando así el resto del proceso de filtración.
2. Intercepción: Consiste en la colisión de una partícula con un grano de arena cuando la primera es conducida mediante una línea de flujo muy cerca al grano de tal manera que roce con la superficie de éste.

1.6. Sedimentación

Ocurre gracias a la fuerza de gravedad que actúa sobre las partículas cuya masa es suficiente para superar la densidad del agua en el que se encuentran.

1.7. Criterios de diseño de los componentes

Consideraciones específicas (OPS, 2005):

- a) Periodo de diseño: Se recomienda un período de diseño de las instalaciones entre 8 y 12 años de manera que guarde armonía con la dinámica de crecimiento de la población y con el costo de oportunidad de acceso a la financiación del proyecto.
- b) Periodo de operación: Las unidades de tratamiento deben ser diseñados para periodos de operación de 24 horas, siendo 2 el número mínimo de unidades en paralelo y así alternarlas cada vez que se requiera realizar mantenimiento. La continuidad en la prestación del servicio evita riesgos de contaminación en la distribución, en almacenamientos inadecuados o en la operación de la planta.
- c) Caudal de diseño: Las unidades en una planta de tratamiento serán diseñadas para el caudal máximo diario.

Hidráulica de la filtración:

El análisis de la hidráulica de la filtración permite establecer criterios de conducción de fluidos para lo que se establecen los siguientes pasos a la hora de fabricar los biofiltros.

- Requerimientos para su instalación;
- Purificación del agua en el filtro;
- Aplicación de los filtros;
- Ventajas y limitaciones de los filtros;
- Tratamientos adicionales en un sistema con filtros lentos de arena;
- Sedimentación Simple.

1.8. Filtración con grava

Remueve algas, lama u otros contaminantes orgánicos así como arena, rocas, gravilla y otros contaminantes inorgánicos.

Protege sistemas de riego por goteo o micro-aspersión del taponamiento eliminando partículas de hasta 200 mesh o 75 micras en el filtrado (Salud, 2005).

Filtro lento de arena

Una unidad de filtración lenta en arena consta generalmente de los siguientes elementos: a) caja de filtración y estructura de entrada, b) sistema de drenaje, c) lecho filtrante,) capa de agua sobrenadante y e) dispositivos para regulación, control y rebose (Salud, 2005).

Caja de filtración y su estructura de entrada:

La caja del filtro posee un área superficial condicionada por el caudal a tratar, la velocidad de filtración y el número de filtros especificados para operar en paralelo. Se recomiendan áreas de filtración máxima por módulo de 100 m² para facilitar las labores manuales de operación y mantenimiento del filtro (Salud, 2005).

- a) La estructura consta de un vertedor de excesos, canales o conductos para distribución, dispositivos para medición y control de flujo, cámara de entrada y ventana de acceso al filtro propiamente dicho.
- b) Lecho filtrante: El medio filtrante debe estar compuesto por granos de arena duros y redondeados, libres de arcilla y materia orgánica. La arena no debe contener más de 2% decarbonato de calcio y magnesio.

La velocidad de filtración varía entre los 0.1 y 0.2 m/h dependiendo de la calidad del agua cruda. A mayor contaminación del agua afluyente menor velocidad de filtración. La altura del agua sobre el lecho filtrante puede variar entre 1.0 y 1.50 m.

De acuerdo con Martínez y Francesena (2018), en nuestro país, la producción porcina ha tenido un importante crecimiento en los últimos años, con entregas a sacrificio del orden de 3 379,6 Mcabz (miles de cabezas), la provincia de Villa Clara se destaca a nivel nacional en esta actividad, sin embargo algunos problemas relacionados con el uso y disposición final de los efluentes ha llamado la atención de las autoridades sanitarias del territorio. De acuerdo con informaciones brindadas por funcionarios de la delegación del MINAG del territorio de Villa Clara, en la provincia existen más de 412 biodigestores en la actualidad, destacándose los biodigestores tubulares de geo membrana, introducidos en los últimos tres años, lo cual muestra el potencial con que cuenta el territorio en este tipo de instalación. Según Francesena, (2016), algunos de los impactos ambientales de esta producción son: contaminación del aire, la pérdida de la biodiversidad de especies, la contaminación del agua por vertimientos directo al medio sin tratamiento adecuado hacia cuerpos receptores de cuencas de ríos y presas que son utilizadas para regadíos o el consumo. Las emisiones más importantes son las relacionadas con el nitrógeno (N) y el fósforo (P), que fomentan especialmente los fenómenos de:

- 1) eutrofización o enriquecimiento de nutrientes en el agua (el aumento de la concentración de compuestos de nitrógeno y fósforo provoca un crecimiento acelerado de las algas o las plantas acuáticas superiores, causando trastornos negativos en el equilibrio de las poblaciones biológicas presentes en el medio acuático y en la propia calidad del agua);
- 2) acidificación de suelos y aguas (la reacción ácida de los distintos compuestos producen variaciones del pH que afectan al ecosistema en general) (Espejo y García, 2010).

En Cuba, motivado por el fortalecimiento que se está dando a las leyes sobre vertimiento de aguas residuales es necesario que todas las actividades susceptibles de degradar el ambiente establezcan sistemas de descontaminación eficientes (NC-27:

2012). Esta norma establece los límites admisibles para el vertimiento de aguas residuales a cuerpos de agua superficiales. Desafortunadamente en Cuba, se ha avanzado relativamente poco sobre sistemas de descontaminación de aguas residuales porcinas. Ante esta situación, es necesario promover el desarrollo de tecnologías que ayuden a mejorar la calidad de los efluentes y que al mismo tiempo sean adecuadas al contexto socioeconómico del país (Quintero *et al.*, 2002).

Otros trabajos realizados en el territorio en esta dirección, dentro de los cuales se pueden mencionar a los efectuados por (Espinosa, 2013) y (Sosa, 2015), en instalaciones de biogás de diferentes tipologías constructivas (cúpula fija, cúpula flotante y tubular horizontal de geo membrana) que utilizaban como sustrato excretas vacunas y porcinas indistintamente del territorio central (Villa Clara y Sancti Spíritus) se encontró que a pesar de que existió diferencias estadísticas entre los promedios de la demanda química de oxígeno (DQO) de los afluentes y los efluentes, los biodigestores analizados no cumplen con lo estipulado en la norma Cubana (NC-27: 2012) de Vertimiento de aguas residuales. Esto demuestra el necesario pos tratamiento que necesitan los efluentes en estos sistemas (Obaja *et al.*, 2005). Evidentemente los resultados obtenidos reafirman la alta carga contaminante con la cual los efluentes abandonan los biodigestores, por lo cual, se hace necesario controlar el proceso para aumentar su eficiencia y tomar medidas suplementarias para reducir los indicadores de contaminación remanente. La caracterización físico química y microbiología de los efluentes de los biodigestores mostró las potencialidades de producir biogás con fines energéticos destacándose aquellos que tratan estiércoles porcinos, donde el metano supera el 70%. Sin embargo la carga microbiana limita su uso como biofertilizantes. El análisis de los efluentes como bioestimulantes no mostró un efecto positivo pero estos estudios no deben ser concluyentes (Sosa, 2015). En este caso se puede apreciar una alta contaminación en la mayoría de los biodigestores evaluados. De acuerdo con Sosa (2015), los resultados relativos a la inocuidad de los afluentes y efluentes por biodigestor investigado pudieron confirmar que solo en un caso de los biodigestores analizados (8) se presentaron valores en los afluentes y efluentes referidos a los coliformes totales, termos resistentes y *Pseudomonas aeruginosas* que cumplen con lo establecido en las normas cubanas. Lo anterior está de acuerdo con investigaciones

anteriores efectuadas por (Jiménez, 2015) y Martínez *et al*, (2014), que indican claramente la necesidad de realizar un pos tratamiento a estos efluentes, para que cumplan con las normas cubanas (NC-27: 2012), NC-1095: 2015) y no sean vertidos indiscriminadamente al medio ambiente. Por otra parte, su uso como fertilizante es en la actualidad una aspiración y está muy lejos de ser una realidad en la práctica productiva cubana. Aunque se reportan investigaciones puntuales en este campo, como las efectuadas por (Robles, 2008), el cual plantea que: El Bioabono o Biol es otro producto muy importante, desde el punto de vista económico y ambiental, es el efluente líquido del biodigestor conocido como Biol. Químicamente está formado en su mayoría por nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio), inicialmente presentes en el material a fermentar y que no se pierden durante el proceso fermentativo. El Biol no tiene olor, no posee agentes causantes de enfermedades y su composición líquida facilita su utilización en sistemas de riego, pudiendo ser distribuido con camiones cisternas o agregado a restos vegetales para ser utilizado como abono sólido. Por su presentación líquida, permite un fácil manejo en sistemas de riego. Su uso ha sido probado en varios países y en diferentes cultivos, reportando incrementos en las cosechas y mejoramientos en las propiedades del suelo, a diferencia de los fertilizantes químicos que reducen la productividad de la tierra.

De acuerdo con (Rodríguez *et al*, 1998), los lodos sólidos o Biosol son obtenidos después de ser llevado a cabo el proceso de digestión anaerobia de los efluentes porcinos y están constituidos principalmente por los sólidos sedimentables resultados de este proceso, formando unos lodos estabilizados. Estudios realizados han demostrado que su composición guarda riquezas en cuanto al contenido de materia orgánica y mineral, pudiendo emplearse como biofertilizantes y mejorador de suelos, lo que le atribuye un valor adicional al proceso. Una breve comparación entre las características del lodo digerido y otros abonos orgánicos dejan claras las propiedades fertilizantes de los mismos. También se ha mostrado que debido a su composición aminoacídica, calidad sanitaria, concentraciones de nitrógeno y proteína bruta, puede ser utilizado como alimento animal (Figuroa, 1993).

En Cuba, según (Ponce, 2007) los estudios de aplicación de los lodos anaerobios como bioabono, se han realizado fundamentalmente para cultivos hortícolas. Se han

reportado estimulación en la germinación, crecimiento de las plantas, reducción del ciclo vegetativo e incremento de los rendimientos en los cultivos de pepino, remolacha y habichuela, en condiciones de organopónico, sobre un sustrato formado por un 75% de lodo y 25% de suelo, frente a un sustrato de idéntica proporción de suelo y cachaza descompuesta aeróbicamente como control. Esta materia orgánica también es factible de mejorar por diferentes vías, tales como compostaje aeróbico o lombricultura. Refiriéndose a esta última vía, un estudio hecho con lodo anaerobio como sustrato orgánico de partida para la obtención de humus con lombrices (Híbridas Rojas Californianas) refirió el 100% de supervivencia, por lo que se puede decir que los lodos anaerobios también pueden ser empleados como sustratos para la obtención de pies de crías, lo que ofrece otra aplicación del sustrato de las plantas de biogás.

Debido a que en el proceso de fermentación solo se remueven los gases generados (CO_2 , CH_4 , H_2S) que representan del 5 al 10% del volumen total de material de carga, mientras que la mayoría de los nutrientes nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), magnesio (Mg) y elementos menores contenidos en el líquido alimentado al biodigestor, se conservan durante el proceso de digestión, los nutrientes solubles se quedan en el residuo líquido, y a la vez algunas sustancias sólidas, ambas orgánicas o inorgánicas, absorben nutrientes durante el proceso. Los residuales de los biodigestores (efluentes) según (Pérez, 2006), son más nutritivos que los fertilizantes tradicionales, ya que además de los nutrientes mencionados contienen otras sustancias útiles para las plantas y mayores concentraciones de celulosa y hemicelulosa que el compost. En el caso del nitrógeno, buena parte del mismo, presente en el estiércol en forma de macromoléculas es convertido a formas más simples como el amonio (NH_4^+), las cuales pueden ser aprovechadas directamente por la planta. Debe notarse que en los casos donde el estiércol es secado al medio ambiente, se pierde alrededor del 50% del nitrógeno. Los nutrientes anteriores son esenciales para las plantas, por tal razón el efluente del fermentador anaeróbico puede usarse como fertilizante orgánico. La estabilidad biológica de los residuos del biogás es evidente por el hecho de que no existen malos olores ni atracción de moscas. La mayor parte de la materia orgánica que queda sin digerir en el efluente se descompone en forma lenta por la acción de las bacterias aeróbicas en el suelo o en el agua y así no sirve como alimento para insectos

y otras plagas dañinas a la agricultura. También pueden eliminar o reducir las poblaciones de insectos y las yerbas, debido a la presencia de sustancias biológicas activas como giberilino, ácido acetático y ciertas hormonas, las cuales no existen o las hay en cantidades insignificantes en materiales originales pero abundan en los residuos. Los residuos se dividen en dos tipos: los líquidos, que contiene sustancias disueltas y los condensados, que son sedimentos en el fondo del digestor. Otros estudios efectuados por (López *et al*, 2017), también abordan el efecto agronómico del efluente de la digestión anaerobia de origen porcina en el cultivo del tomate (*Lycopersicum esculentum L.*) y su efecto como control biológico del foto patógeno *Rhizoctoniasolani*.

Teniendo en cuenta la gran variedad de estudios efectuados a escala internacional y algunos a escala nacional; es necesario crear conciencia en este sentido, ya que estas tecnologías a escala global reportan importantes dividendos desde los puntos de vista energético, económico y medioambiental y están suficientemente estudiadas con resultados maduros para su introducción; sin embargo, lamentablemente en el caso cubano esto no es así, constituyendo un serio problema ambiental el uso de los efluentes a la salida de los biodigestores sin un previo pos tratamiento.

CAPÍTULO II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Fabricación del biofiltro de grava, arena, zeolita y carbón vegetal. Ensayos hidráulicos.

La confección del biofiltro a escala de laboratorio se realizó con materiales del territorio de Villa Clara y Sancti Spíritus principalmente siguiendo algunos de los criterios obtenidos en la revisión bibliográfica: como tamaño medio de las partículas de los materiales utilizados, los que se exponen posteriormente en este epígrafe.

2.1.1. Materiales.

Los materiales usados son de adquisición propia y para ello se utilizaron 3 tanques plásticos de polietileno de alta densidad (PAD) a 5 L cada uno llenados con los respectivos materiales: el primero se cargó con arena lavada, el segundo con Zeolita y el tercero con grava y carbón vegetal. Las alturas de los medios filtrantes fueron 8, 8 y 16 cm respectivamente. En el tanque 1, se añadió una cantidad de 2000 cm^3 de arena lavada; en el tanque 2, se añadió una cantidad de 2000 cm^3 de zeolita; mientras que en el tanque 3, fue añadido 3000 cm^3 (2000 cm^3 grava + 1000 cm^3 carbón vegetal).

La zeolita natural procede del yacimiento de San Juan de los Yeras, Ranchuelo, Villa Clara, presentando más de 61% de material zeolítico, con una granulometría entre 0,5 - 2,5 mm y diámetro medio de 1,1 mm.

En la figura 2.1 se exponen los materiales usados en el presente trabajo investigativo:



Fig.2.1. Materiales utilizados en los filtros. Fuente: Archivo del autor.

Los filtros lentos fueron diseñados en recipientes de 5 L o $0,005 \text{ m}^3$, como se muestra en la figura 2.2 con un área aproximada de $0,024 \text{ m}^2$, y un volumen de $0,0047 \text{ m}^3$.



Figura 2.2. Filtros confeccionados. Fuente: Elaboración propia.

Las capas filtrantes están separadas, los de arena presentan una granulometría bastante regular, la de zeolita posee una granulometría irregular por lo que se separó la fracción más pequeña para cumplir con los criterios obtenidos de la bibliografía consultada, ambos materiales presentan una granulometría irregular por lo que se decide realizar la separación granulométrica utilizando tamiz 4.



Figura 2.3. Tamiz No.4. Norma ASTM c-3 147/92.

Los materiales antes descritos se sometieron a un proceso de lavado durante 30 minutos para retirar las materias extrañas producto de la obtención en las canteras y catalizar el proceso de transparencia o índice de turbiedad el cual se debe obtener en el laboratorio.

Los parámetros a controlar tanto en la operación de filtración fueron, velocidad de operación, volumen de agua, tiempo de la operación, % expansión, flujo de aire y agua para el lavado; así como las características fisicoquímicas del afluente y efluente.

2.1.2. Toma de muestras iniciales.

Se realizaron en tres biodigestores en producción ubicados en las Provincias de Sancti Spíritus (2) y Villa Clara (1); además de la laguna de oxidación del plantel porcino de la UCLV. Se tomaron 2 muestras de afluentes y 2 de efluentes en dichas instalaciones a excepción del plantel porcino donde solo de tomaron muestras de los efluentes. En todos los casos se colectaron 1500 mL/muestra.

En esta muestra inicial se efectuó el procedimiento de acuerdo a las especificaciones del laboratorio, siguiendo la debida cadena de custodia y conservación.

Materiales de laboratorio usados

- Buretas;
- Lámpara de alcohol;
- Matraz Erlenmeyer;
- Pipetas de 10 mL;
- Probetas;
- Soporte universal;
- Varilla de vidrio;
- Vasos de precipitación;
- Membranas de esteres de celulosa de Millipore;
- Termómetros.

En la figura 2.4, se muestran algunos de los instrumentos de laboratorio usado para la realización de tomas de muestra y ensayos.

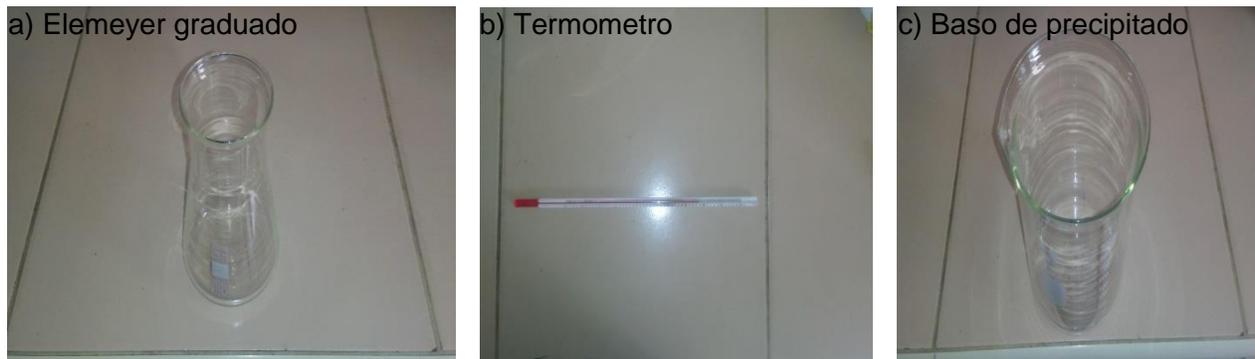


Figura 2.4. Instrumental de laboratorio empleado.

2.2. Cálculo del espesor de la capa filtrante.

La pérdida de carga (es decir, la caída de presión) que se produce cuando el agua limpia fluye a través de un medio de filtro limpio se puede calcular a partir de ecuaciones conocidas. El flujo a través de un filtro limpio de tamaño de grano ordinario (es decir, de 0,5 mm a 1,0 mm) a la filtración ordinaria. Las velocidades (4.9 a 12.2 m/h) estarían en el rango de flujo laminar representado por la ecuación de Kozeny que es dimensionalmente homogénea (es decir, se puede usar cualquier unidad consistente que sea dimensionalmente homogéneo) (Letterman, 2010).

Pero como el agua a tratar no es limpia se tuvo en cuenta un cálculo más simple y se consideró el cálculo por la ecuación de Darcy (Ec.2.1) adaptada a un filtro.

$$(H_1 - H_2) = \frac{v_f}{k} * L \quad \text{Ec.2.1}$$

Donde:

L= grosor de la capa de arena;

K o K_f = coeficiente de permeabilidad;

H_1 = pelo de agua cruda o a tratar;

H_2 = pelo de agua tratada;

V_f = velocidad de filtración en el lecho de arena.

2.3. Análisis físico – químico de los afluentes y efluentes.

Determinación del pH, la conductividad eléctrica (CE) y sólidos totales en los afluentes y los efluentes de los biodigestores y de la laguna de oxidación analizados

Se tomaron muestras de pH a la salida de cada biodigestor y después de pasar por los filtros secundarios y terciarios, respectivamente, utilizando tomas muestras para estos efectos; así como un pH metro, PHSJ-3F. En el caso de la conductividad se utilizó un Conductímetro DDS-307A. Las muestras se transportaron al laboratorio para la determinación de los parámetros mencionados. Se tomaron tres repeticiones del pH, conductividad y sólidos totales por biodigestor analizado; así como de los efluentes de la laguna de oxidación. Ver fig.2.5 y fig.2.6.



Figura 2.5. pHmetro, modelo PHSJ-3F.



Figura 2.6. Conductímetro MEAS, DDS, 307A.

Estas muestras fueron caracterizadas según los parámetros: pH, conductividad eléctrica (CE) y sólidos totales según (Odales, 2017) y (Quintero et al., 2002). En el caso del análisis de los efluentes estos fueron analizados en el filtro primario (a la salida del biodigestor) y posterior a su paso por los filtros lentos (filtro de grava, arena, zeolita y carbón vegetal).

2.3.1. Permeabilidad de los materiales utilizados en los filtros lentos.

La habilidad de los materiales porosos para facilitar el flujo de agua tiene mucho significado en muchos problemas ingenieriles. La permeabilidad hidráulica de suelos y rocas puede ser definida como la propiedad del material que permite el flujo de agua a través del mismo bajo un gradiente de presión.

La permeabilidad hidráulica de un suelo es importante para problemas de ingeniería tales como:

- 1-Filtración;
- 2-Sedimentación;
- 3-Estabilidad;
- 4-Drenaje.

El estudio de permeabilidad del suelo es esencial en la planificación de proyectos mayores tales como: Represas, terraplenes, basureros, y sitios de desperdicios nucleares.

Los suelos de grano grueso son considerados altamente permeables y por lo tanto su coeficiente de permeabilidad es alto. Los suelos de grano fino de cualquier modo tienen muy bajo coeficiente de permeabilidad. Los valores típicos de coeficiente de permeabilidad están dados en la tabla 2.1.

Tabla 2.1. Valores típicos del coeficiente de permeabilidad de diferentes materiales.

Fuente: (Villareal, 2017).

	Rango del tamaño de las partículas				Tamaño efectivo		Coeficiente de permeabilidad		
	Pulgadas		Milímetros		D20"	D10mm	Ft/yr	Ft/mo	cm ³ /s
	Dmáx	Dmin	Dmáx	Dmin					
Flujo turbulento									
Piedra muro	120	36	-	-	48	-	100x10 ⁸	100x10 ⁵	100
Piedra	12	4	-	-	6	-	30x10 ⁸	30x10 ⁵	30
Grava limpia y fina	3	1/4	80	10	1/2	-	10x10 ⁸	10x10 ⁵	10
	3/8	1/16	8	1.5	1/8	-	5x10 ⁸	5x10 ⁵	5
	1/8	1/32	3	0.8	1/16	-	3x10 ⁸	3x10 ⁵	3
Flujo laminar									
Arena uniforme gruesa	1/8	1/64	2	0.5	-	0.6	0.4x10 ⁸	0.4x10 ⁵	0.4
Arena uniforme media	-	-	0.5	0.25	-	0.3	0.1x10 ⁸	0.1x10 ⁵	0.1
Arena y gravilla limpia bien graduada	-	-	10	0.05	-	0.1	0.01x10 ⁸	0.01x10 ⁵	0.01
Arena fina uniforme	-	-	0.25	0.05	-	0.06	4000	400	40x10 ⁻⁴
Arena y grava limosa bien graduada	-	-	5	0.01	-	0.02	400	40	4x10 ⁻⁴
Arena limosa	-	-	2	0.005	-	0.01	100	10	10 ⁻⁴
Limo uniforme	-	-	0.05	0.005	-	0.006	50	5	0.5x10 ⁻⁴
Arcilla arenosa	-	-	1	0.001	-	0.002	5	0.5	0.05x10 ⁻⁴
Limo arcillosa	-	-	0.05	0.001	-	0.0015	1	0.1	0.01x10 ⁻⁴
Arcilla (30 a 50 %)	-	-	0.05	0.0005	-	0.0008	0.1	0.01	0.001x10 ⁻⁴
Arcilla coloidal	-	-	0.01	10	-	40	0.001	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵

Los métodos directos para determinar el coeficiente de permeabilidad de las muestras de suelo en el laboratorio incluye el ensayo de permeabilidad de carga constante, el de carga descendente y el ensayo de permeabilidad de pared flexible. Las siguientes referencias posibilitan una ayuda completa en la conducción correcta del ensayo de permeabilidad.

El procedimiento para ensayos de suelo se realizó según lo estipulado por la Sociedad Americana de Ensayo y Materiales (ASTM D 2434).

2.3.2. Ensayo de permeabilidad a carga constante

El ensayo de permeabilidad se planificó para su ejecución el empleo de un equipo Permeámetro Combinado, Modelo: K-605 AI, perteneciente al Laboratorio de Suelos de la Empresa de Investigaciones y Proyectos Hidráulicos de Villa Clara el que se muestra en la figura 2.7.



Figura 2.7. Permeámetro combinado, modelo k-605 AI.

Preparación de la muestra

La muestra representativa de suelo secado al aire para el ensayo de carga constante debe ser un suelo de grano grueso, donde más del 90% de estas partículas son retenidas en el tamiz N° 200 (0.074 mm). Se selecciona una doble cantidad de muestra requerida para el llenado de la cámara del permeámetro aproximadamente 800 gramos.

Se preparó la muestra cómo sigue y como lo indica la instrucción de operación.

1- Se mezcló suficiente agua dentro de la muestra para prevenir la separación del tamaño de las partículas durante la colocación dentro del permeámetro.

Debe añadirse suficiente agua para que la mezcla fluya libremente formando capas.

2- Se removió la tapa de la cámara y la cámara superior (figura 2.6) con esta unión se destornillan las tres tuercas de la tapa de las piedras de estrías o moleteado y

levantando al final el vástago hasta unirlo. Luego se colocó una piedra porosa dentro del soporte del anillo en la base de la cámara.

Población

Para definir el número total de ensayos, se realizó una consulta documental en base a la experiencia de investigaciones previas. Se pudo determinar que la eficiencia del filtro empieza a manifestarse a partir de los 30 días, se realizará la toma de muestra para los ensayos de laboratorio dos veces por semana cada 4 días por un periodo de 15 días y tres muestras para cada análisis.

Muestra

Para el cálculo del tamaño de la muestra, se procedió usar el 4% de error, considerando la variabilidad de las condiciones de ensayo de la columna de biofiltración, utilizando la expresión 2.2.

Calculo de la población:

$$n = \frac{m}{e^2(m-1) + 1} \quad \text{Ec.2.2}$$

Donde: n= Muestra, e= Error admisible, m= Población o Universo.

$$n = \frac{5}{0.04^2(5-1) + 1}$$

n= 4.97 muestras ≈5

2.4. Eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO).

Se utilizó la expresión 2.3

$$EF = \left(\frac{DQO_e - DQO_s}{DQO_e} \right) * 100 \quad \text{Ec 2.3}$$

Donde: **DQO_e**- DQO en afluentes; **DQO_s** – **DQO** En efluentes.

2.5. Eficiencia de remoción de la demanda biológica de oxígeno (DBO₅).

Se utilizó la expresión 2.4

$$EF = \left(\frac{DBO5e - DBO5s}{DBO5e} \right) * 100 \quad \text{Ec 2.4}$$

Donde: $DBO5e$ - $DBO5$ en afluentes; $DBO5s$ – $DBO5$ en efluentes.

2.6. Remoción de Sólidos totales (ST).

Se utilizó la expresión 2.5

$$EF = \left(\frac{STe - STs}{STe} \right) * 100 \quad \text{Ec 2.5}$$

Donde: STe - ST en afluentes; STs – ST en efluentes.

2.7. Determinación de la carga microbiana en los afluentes y los efluentes

Se colectaron los afluentes y efluentes en pomos plásticos de 1500 mL, y se llevaron rápidamente al laboratorio de microbiología del Centro Provincial de Higiene y Epidemiología de Santa Clara, Villa Clara, donde se determinaran coliformes totales, coliformes termo tolerantes y pseudomonas aeruginosas. En este caso se repiten los análisis posteriores a su paso por los biodigestores y el filtro lento (biofiltro). Con los valores obtenidos se analizó si los efluentes cumplen con las normas establecidas, (Quintero et al., 2002) y (Quintero et al., 2002), respecto a *Coliformes totales*, *Coliformes termotolerantes* y *Pseudomonas aeruginosas*.

2.8. Determinación de la cantidad de suelo y bioabono a utilizaren los tratamientos.

Determinación de la cantidad de suelo y bioabono a utilizar en los tratamientos a escala de macetas:

Para realización de estos cálculos se parte del tipo de suelo objeto de análisis (pardo mullido sin carbonatos). En este caso, conociendo su densidad aparente ($1,28 \text{ g/cm}^3$), se pasó a la determinación del peso de la ha-surco, mediante la expresión 2.6.

- Área de una hectárea- $10\ 000 \text{ m}^2 = 1.10^8 \text{ cm}^2$;
- Volumen de una hectárea- $1.10^8 \cdot 20 \text{ cm}^2 = 2.10^9 \text{ cm}^3$
(20 cm de profundidad)

Entonces el peso de la ha-surco se determinó por regla de tres. Quedando:

$$1,28 \text{ g/cm}^3 \cdot 2.1 \text{ cm}^3$$

$$X - 2.10^9 \text{ cm}^3 \text{ ec.2.6}$$

$$X = 2.56 \cdot 10^9 \text{ g/ha}$$

$$X = 2.56 \cdot 10^6 \text{ kg/ha}$$

Norma de aplicación de bioabono a escala real. Esto depende de las condiciones de fertilidad del suelo y del sistema de regadío (secano o con riego) donde se sustenta el cultivo.

En el caso de este estudio, para conocer la cantidad de bioabono a aplicar en las diferentes bolsas por tratamiento, se tomó una dosis de aplicación a escala real de 20 t/ha. Entonces mediante regla de tres, según expresión 2.7 se obtiene:

$$2.56 \cdot 10^6 \text{ kg} - 20000 \text{ L}$$

$$(1) \text{ kg} - X \text{ ec.2.7}$$

$$X = 0.82 \times 10^{-2} \text{ L}$$

$$X = 8.2 \text{ mL}$$

2.9. Experimentos en condiciones semi-controladas.

Se montó un experimento en condiciones semi-controladas para determinar el efecto de los efluentes obtenidos en cada biodigestor y en la laguna de oxidación como bioabonos. Este experimento tuvo 8 tratamientos y 3 réplicas para un total de 24 bolsas de polietileno de 1 kg. Se utilizó como sustrato suelo Pardo mullido carbonatado (Hernández *et al.*, 2015) pasado por tamiz de 4 mm y como planta indicadora el maíz (*Zea mays* L.). A continuación se procede a sembrar cinco semillas de maíz, por bolsa. El maíz posee un porcentaje de germinación conocido (80%), posteriormente se añade 10 mL de los efluente con el grado de dilución objeto de investigación más 400 mL de agua destilada, para así lograr que la humedad del suelo sea el 80% de su capacidad de campo. Al cabo de 15 días fueron eliminadas las plántulas de poco vigor. Se aplicó riego (50 mL de agua destilada/bolsa) cada 4 días, durante el período de investigación. Las bolsas recibieron iluminación natural. Al cabo de cinco semanas se determinó el

porcentaje de germinación; así como los parámetros morfo fisiológicos de la planta indicadora en los tratamientos y control de acuerdo al grado de dilución investigado en el cultivo indicador

Los tratamientos aplicados al suelo fueron los siguientes:

1. Control (suelo sin aplicación de efluentes);
2. Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua);
3. Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua);
4. Biodigestor "Eladio Gregorio" (efluente diluido al 90% en agua);
5. Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto);
6. Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto);
7. Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto);
8. Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

Se toman los efluentes de los biodigestores pacificados durante tres meses. Estos se diluyen en agua en diferentes porcentos (50, 75 y 90%), mientras que en el caso de los efluentes de la laguna de oxidación. Se tomaron cuatro frascos de 2 000 mL, se tomaron 150 mL del bioproducto CBQ-BioRem y se vertieron en los 1 500 mL del primer frasco, de este, se tomaron 150 mL de la mezcla homogenizada y se vertió en el frasco siguiente y así sucesivamente hasta preparar la última dilución. Los frascos no se sellaron herméticamente y se mantuvieron a una temperatura ambiente en el laboratorio protegidos de la incidencia de los rayos del sol. Las diluciones quedaron 1:10 (10%); 1:100 (1%); 1:1000 (0,1%) y 1:10000 (0,01%) y un frasco de control.

2.10. Efecto de los tratamientos sobre los indicadores físicos y químicos de suelo.

Los análisis físicos y químicos de suelo se realizaron en el Laboratorio de Suelos y Biofertilizantes del Centro de Investigaciones Agropecuarias (CIAP) de la Universidad Central "Marta Abreu "de las Villas (UCLV). Después de concluido el experimento, el suelo se puso a secar al aire libre. Para los análisis físicos se pasó por tamiz de 2 mm y para los análisis químicos por uno de 0,5 mm. Los análisis físicos realizados fueron: Coeficiente de permeabilidad (Permeabilidad (**Log 10k**) según el método de Henin *et al.*

(1958), Factor estructura (**FE**), según la metodología propuesta por Vageler y Alten (1931) y Agregados estables (**AE**) según el método de Henin *et al.* (1958). Los análisis químicos realizados fueron pH (KCl) y pH (H₂O) - [Método potenciométrico: relación de suelo: solución 1:2.5], Materia Orgánica (**MO%**) - [Walkey y Black, 1954], Fósforo asimilable (P₂O₅) por el método colorimétrico de Oniani.

2.11. Evaluación de los indicadores morfo fisiológicos de las plantas indicadoras.

- **Altura de las Plantas (AP) y Longitud de la Raíz (LR):** se midieron con una cinta métrica, en cm.
- **Peso Fresco de Follaje y Raíz por separado (PFF y PFR):** recién cosechada se pesan en una balanza analítica, en gramos.
- **Peso Seco de Follaje y Raíz por separado (PSF y PSR):** las muestras fueron puestas en la estufa a 65 °C durante 48 horas y luego fueron pesadas en una balanza analítica, en gramos.

Para lo anterior, se siguieron los protocolos y procedimientos establecidos en el siguiendo las normas cubanas NC: 38. 1999, NC: 51. 1999, NC: 52. 1999, NC: 65. 2000, NC: ISO-10390. 1999, NC: ISO-11464. 1999 y ramal NRAG: 279. 1980.

2.12. Análisis estadístico.

Para el procesamiento estadístico se utilizó el paquete de programas profesional **STATGRAPHICS CENTURION**, Versión 15.2 sobre Windows XP. Se aplicó Análisis de Varianza de clasificación simple con la prueba de comparación de medias de Tukey HSD, verificando la homogeneidad de la varianza y la normalidad de los datos. Se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal- Wallis, para aquellos datos que no cumplieron los requisitos de la homogeneidad de la varianza y normalidad. Además se hicieron las correlaciones de Pearson.

CAPÍTULO III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

El análisis de resultados en este apartado permite arribar a conclusiones en cuanto a los objetivos planteados, para ello se emitirán los criterios partiendo de los ensayos de laboratorios realizados a los efluentes, teniendo en cuenta el tamaño de la muestra y su población expuesto en el capítulo II.

3.1.Resultados del diseño del filtro.

3.1.1.Análisis granulométrico

Tomando como referencia a Villareal, (2017), se asume que el análisis granulométrico de la fracción de arena de Arimao y de la Zeolita, utilizando para ello la serie de tamices ASTM, es semejante al utilizado en este trabajo, en el cual se utilizaron los mismos materiales. Ver tablas 3.1 y 3.2.

Tabla 3.1. Granulometría de la arena Zeolítica.

Tamiz	Diámetro (mm)	Retenido (g)	Pasa (g)	Pasa (%)
No 4	4,75	1,12	475	100
No 10	2,00	152,12	323	68
No 20	0,85	23,60	24	34
No 40	0,43	12,45	11	16
No 60	0,25	3,56	8	11
No 140	0,11	3,03	5	7
No 200	0,074	0,70	4	6

Como se observa en la tabla 3.1, la mayor fracción se retiene en el tamiz de 2.00 mm para un 32 % de la población y el menor valor en el de 4.75 mm permitiendo obtener una fracción que se encuentre dentro de los sugeridos por los fabricantes exteriores y la bibliografía consultada.

Tabla. 3.2. Granulometría de la arena Arimao.

Tamiz	Diámetro (mm)	Retenido (g)	Pasa (g)	Pasa (%)
No 4	4,75	5,09	490	99
No10	2,00	97,54	392	79
No 20	0,85	17,47	32	51
No 40	0,43	14,55	17	28
No 60	0,25	6,34	11	18
No 140	0,11	6,18	5	8
No 200	0,074	1,30	4	6

En la tabla 3.2 la mayor fracción se retiene en el tamiz de 2.00 mm para un 21% de la población y el menor valor en el de 4.75 mm permitiendo obtener también una fracción que se encuentre dentro de los sugeridos por los fabricantes exteriores y la bibliografía consultada.

Con el análisis anterior se puede concluir que la arena con saneamiento y la zeolita tienen una distribución granulométrica aceptada para la construcción del biofiltro.

Resultados del caudal de diseño del filtro.

Con la velocidad de filtración de las muestras y el área de la sección transversal de salida del filtro, se procede a calcular el caudal de diseño mediante la ec.3.2.

Sustituyendo valores en la ecuación 3.2, se tiene que:

$$Q = 0.00005 * 0.2394$$

$$Q = 4,697 \times 10^{-6}$$

Se aclara que para la determinación del caudal de diseño del filtro se utilizó agua común como fluido, no obstante también se determinó en todos los efluentes investigados, ver tabla 3.11.

3.2.Resultados del cálculo del espesor de la capa filtrante.

Sustituyendo en la ecuación de Darcy (Ec.3.1) adaptada a un filtro.

$$\frac{(8 - 7) * 0.78}{0.23} = L$$

$$L = 3.3913 \text{ cm}$$

El espesor de la capa filtrante se asumió $L = 8 \text{ cm}$, prácticamente el doble de lo determinado por cálculo, con el objeto de obtener un buen filtrado de los efluentes, al ser estos un fluido muy contaminado.

3.3. Análisis de los parámetros físico – químico.

Temperatura del agua

Para la medición de la temperatura se utilizó un termómetro de mercurio y se realizó la medición antes y después del proceso de filtrado del agua. En la tabla 3.3 se presentan los resultados obtenidos.

Tabla 3.3. Comparación de la temperatura anterior y posterior al proceso de filtrado.

Tratamientos	Temperatura antes	Temperatura después
T1 (50)	25.5	22.3
T2 (75)	24.9	22
T3 (90)	25.2	22.3
T4 (10)	25.4	22.2
T5 (1)	25.5	22.1
T6 (0.1)	25.1	22.5
T7(0.01)	25.3	22.6

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

Se pudo observar (tabla 3.3) que la temperatura del agua disminuye desde 25,5 - 22 (°C) refrescando debido al paso del líquido por los intersticios, propiedad que adquiere el agua y la hace más aceptable al paladar (en agua potable) y permite la disminución de los microorganismos presentes en ella, ya que la disminución de la temperatura influye en la

proliferación de estos bióticos anulando los procesos de reproducción. De acuerdo con Torres, (2019) el rango obtenido es un poco inferior a la temperatura óptima (25 – 35 °C).

Análisis de la DQO

A continuación se presenta los resultados obtenidos. En la tabla 3.4 se analiza esta variable según NC-27: 2012 y se compara la DQO posterior al proceso de filtrado.

Tabla 3.4. Carga contaminantes (DQO) de los sustratos evaluados a la entrada y salida de biodigestor y comparativo del DQO, anterior y posterior a la biofiltración.

Tratamientos. Efluentes diluidos (%)	DQO (mgO ₂ /L) anterior		DQO (mg/L) posterior	Límite máximo DQO (mgO ₂ /L). N.C-27: 2012
	Afluentes	Efluentes	Efluentes	
T1 (50)	576	480	320	<700
T2 (75)	560	320	160	<700
T3 (90)	2560	480	320	<700
T4 (10)		960	800	<700
T5 (1)		800	640	<700
T6 (0,1)		480	320	<700
T7 (0,01)		320	160	<700

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

Del análisis de la tabla 3.4, se pudo apreciar que los afluentes procedentes del tratamiento T3, y los efluentes procedentes de los tratamientos T4 y T5 no cumplen con la norma NC-27: 2012 a la entrada y salida de los biodigestores analizados. También se pudo observar que solamente en el tratamiento T4, se incumple con la norma cubana (NC-27: 2012) posterior al paso de los efluentes por los diferentes filtros. Mostrando un buen efecto de los

filtros lentos al reducir la DQO en todos los tratamientos evaluados. Según Torres, (2019) en los reactores biológicos el control de la cantidad de oxígeno disuelto es uno de los valores críticos a controlar.

Análisis de la DBO₅

En la tabla 3.5, se presenta la Carga contaminantes (DBO₅) de los sustratos evaluados a la entrada y salida de biodigestores analizados y se compara el DBO₅, anterior y posterior a la biofiltración.

Tabla 3.5. Carga contaminantes (DBO₅) de los sustratos evaluados a la entrada y salida de los biodigestores y comparación del DBO₅, anterior y posterior a la biofiltración

Tratamientos. Efluentes diluidos (%)	DBO ₅	DBO ₅	Límite máximo N.C-27: 2012 Efluentes	DBO ₅	DBO ₅
	(mgO ₂ /L) Afluentes	(mgO ₂ /L). Efluentes		(mg/L) anterior	(mg/L) posterior
T1 (50)	190	160	<300	160	109
T2 (75)	186	106	<300	106	54
T3 (90)	850	162	<300	162	110
T4 (10)		324	<300	324	272
T5 (1)		269	<300	269	218
T6 (0,1)		157	<300	157	105
T7 (0,01)		106	<300	106	52

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

Del análisis de la tabla 3.5, se pudo apreciar que solamente en el tratamiento T3 se incumple con lo establecido por la norma cubana (NC-27: 2012) en los afluentes; mientras que en el caso de los efluentes, solo el tratamiento T4, incumple con la norma cubana. Además, se pudo observar que solamente en el tratamiento T4, anterior al proceso de filtrado, se incumple lo establecido por la norma cubana (NC-27: 2012), mostrando una

reducción de esta variable en todos los tratamientos evaluados, lo cual confirma el buen trabajo de los filtros lentos. De acuerdo con Torres, (2019) este indicador permite medir la eficacia en los diferentes procesos de depuración y realizar ajustes.

En la tabla 3.6 se muestra los resultados obtenidos en la variable Sólidos Totales (ST).

Tabla 3.6. Sólidos totales (ST) de los sustratos evaluados anterior y posterior al filtrado (biofiltro). Límite máximo permisible promedio (LMPP).

Tratamientos. Efluentes diluidos (%)	ST (%) efluentes		(LMPP) N.C-27: 2012
	anterior	posterior	
T1 (50)	2,23	1,47	<10
T2 (75)	1,41	0,53	<10
T3 (90)	3,26	1,21	<10
T4 (10)	1,50	0,11	<10
T5 (1)	1,63	0,17	<10
T6 (0,1)	1.18	0,09	<10
T7 (0,01)	1.21	0,15	<10

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

En esta variable se observó (tabla 3.6), que en todos los tratamientos se cumplimenta lo estipulado en la norma cubana N.C-27: 2012, mostrando el buen trabajo desarrollado por el sistema de filtros lentos evaluados en esta tesis. De acuerdo con Torres, (2019) los (ST) son la característica física más importante de las aguas residuales.

Análisis del pH y conductividad

En la tabla 3.7, se presentan los resultados del análisis del pH anterior y posterior al filtrado.

Tabla. 3.7. Análisis del pH anterior y posterior al filtrado.

Tratamientos. Efluentes diluidos (%)	pH obtenido		
	Anterior		Posterior
	Afluentes	Efluentes	Efluentes
T1 (50)	6,71	8,12	7.36
T2 (75)	8,59	5,86	7.92
T3 (90)	6,52	7,29	7.03
T4 (10)		6,83	7.65
T5 (1)		7,5	7.42
T6 (0,1)		7,71	7.78
T7 (0,01)		7,41	7.55

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

Del análisis de la tabla 3.7 se pudo observar una ligera reducción de los valores de pH, manteniendo los valores establecidos por la norma cubana. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Brito, *et al* (2019) y están en el rango óptimo de este indicador (entre 6 y 8,12), lo cual es favorable para este tipo de procesos de digestión (Lay *et al.*, 1997). Por otra parte, de acuerdo con (Vázquez y Torres, 2006) las interacciones en la absorción salina pueden ser provocadas por las variaciones de pH del suelo, por efecto de determinados iones o por la competencia que se establece entre algunos iones por el punto de unión con el transportador. De acuerdo con Torres, (2019) los vertidos de residuales urbanos oscilan entre un valor de pH 6,5 y 8, las variaciones de estos intervalos son debido a vertidos incontrolados de origen industrial.

En la tabla 3.8 se presentan los valores de conductividad anterior y posterior al filtrado. Del análisis de la tabla 3.8, se pudo observar que en el tratamiento T1, tanto en el afluente como en el efluente incumple con lo estipulado por la Norma Cubana, estando el resto de los tratamientos por debajo de lo establecido por la norma cubana (NC-27: 2012). Del análisis de la tabla se puede considerar estos residuales de baja salinidad (100- 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$) apto para ser utilizado en el riego de la mayoría de suelos y cultivos, sin temer a perjuicios salinos (Odales, 2017). De acuerdo con (Vázquez y Torres, 2006), los factores fundamentales que afectan la adsorción salina son: la temperatura, la luz, la concentración de hidrógeno, la concentración de oxígeno, la interacción de los elementos minerales, el crecimiento, la concentración de sales minerales y el contenido de agua en el suelo. Por lo que los resultados obtenidos aquí, están en correspondencia con estos autores y reafirman el buen trabajo de los filtros lentos. Según Torres, (2019) los valores normales de conductividad en aguas residuales urbanas oscilan en el rango de 500 - 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tabla. 3.8. Análisis de conductividad anterior y posterior al filtrado.

Tratamientos. Efluentes diluidos (%)	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Conductividad N.C-27: 2012 Efluentes	
	anterior			posterior
	Afluentes	Efluentes	Efluentes	
T1 (50)	4110	4880	1378	<4000
T2 (75)	1240	1685	202	<4000
T3 (90)	3610	2410	170.9	<4000
T4 (10)		1605	160.4	<4000
T5 (1)		1511	180	<4000
T6 (0,1)		1526	179.3	<4000
T7 (0,01)		1550	171.6	<4000

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

3.3.1. Ensayo de permeabilidad a carga constante.

Este ensayo no pudo efectuarse por encontrarse roto el Permeámetro Combinado, Modelo: K-605.

3.3.2. Determinación de la permeabilidad real:

Mediante cronometraje se determinó la permeabilidad real en efluentes investigados de acuerdo con los filtros utilizados como modelos. La tabla 3.9 muestra los resultados.

Tabla 3.9. Permeabilidad real y teórica.

Tratamientos Efluentes diluidos (%)	Permeabilidad, (cm ³ /s) Permeabilidad teórica, (cm ³ /s) Permeabilidad real/tratamiento, (cm ³ /s)	Filtro-F1 (Grava+carbón vegetal) 3-10 (cm ³ /s)	Filtro-F2 (Zeolita) 0.0978 cm ³ /s	Filtro-F3 (Arena lavada) 0,4-0,01 (cm ³ /s)
T1 (50)		3,11	0,30	0,52
T2 (75)		4,45	2,53	0,78
T3 (90)		2,052	0,31	0,27
T4 (10)		1,89	0,88	0,59
T5 (1)		1,33	0,85	0,22
T6 (0.1)		1,01	0,66	0,26
T7 (0.01)		1,20	0,48	0,26

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

Se pudo apreciar que los valores de permeabilidad en el filtro No.1, mostraron una variación desde 1,01 hasta 4,45 estando en correspondencia con el rango de valores teórico planteado por Villareal, (2017).

En el caso del filtro No.2, los valores oscilaron entre 0,30 hasta 2,53, estando estos valores por encima de los teóricos. Mientras que en el filtro No.3, los valores oscilaron desde 0,22 hasta 0,78 estando algunos valores dentro del rango teórico planteado por Villareal, (2017).

Lo anterior pudiera estar relacionado con las características propias de los materiales utilizados como materia filtrante.

Resultados del análisis de coeficiente de filtración (kf).

Al no poder trabajar con el Permeámetro Combinado, Modelo: K-605, por encontrarse roto. Se asumen los valores determinados por (Villareal, 2017), en el cual, se aprecian los resultados del análisis de filtración de los materiales a carga para una altura del cilindro de 17.50 cm, la profundidad de la piedra alcanzo 1.20 cm, para obtener un coeficiente de filtración (Kf), de la arena Arimao de 0,0936 cm³/s. En este trabajo se determinaron los índices de permeabilidad reales, los cuales se muestran en la tabla 3.9.

Para el caso de la zeolita se mantuvieron las mismas condiciones, obteniendo un coeficiente de 0.0978 cm³/s, lo que puede estar relacionado a la granulometría de la zeolita, la cual es mayor y por ende el tamaño del intersticio permite una filtración más rápida del fluido. En nuestro trabajo este indicador se determinó de forma real y se puede apreciar en la tabla 3.9.

3.4. Análisis de la eficiencia de remoción del DQO, del DBO₅ y los ST.

En la tabla 3.10, se presentan los porcentajes de remoción del DQO, del DBO₅ y de los ST.

Tabla 3.10. Eficiencia de remoción del DQO, del DBO₅ y ST (Sólidos totales) durante un periodo de tiempo.

Tratamientos Efluentes diluidos (%)	% Eficiencia de remoción DQO	% Eficiencia de remoción DBO ₅	% de remoción de ST
T1 (50)	33,3	31,8	34,08
T2 (75)	50,0	49,05	62,41
T3 (90)	33,3	32,09	62,88
T4 (10)	16,6	16,04	92.66
T5 (1)	20,0	18,95	89.57
T6 (0,1)	33,3	33,12	92.37
T7 (0,01)	50,0	50,94	88.33

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

Del análisis de la tabla 3.10, se pudo apreciar que los porcentajes de la eficiencia de remoción que el biofiltro presentó, posterior al tiempo de estabilización del mismo (30 días), en las propiedades de depuración de este (absorción, intercambio iónico y porosidad), propició porcentajes de remoción del DQO, entre 16.6% y 50% en los diferentes tratamientos evaluados, lo cual puede considerarse bueno. Al igual que en el análisis de eficiencia de remoción del DQO, en el análisis de este parámetro (DBO₅) se pudo observar, que los porcentajes de la eficiencia de remoción en el biofiltro presentaron valores desde un mínimo de 16,04% hasta un máximo de 50,94% en los diferentes tratamientos evaluados, ratificando el buen trabajo de los filtros lentos. En el caso del análisis de los sólidos totales (ST) presentó un comportamiento diferente en cada uno de los efluentes tratados. Según la fórmula utilizada los parámetros más altos se obtuvieron en los tratamientos pertenecientes a la laguna de oxidación con valores de (92%) en los tratamientos 4 y 6. Se obtuvo el menor valor de eficiencia en el tratamiento 1 (34,04%), mientras que los tratamiento 2 y 3, se produjo un aumento (62,41%) y 62,88% respectivamente, lo cual pudiera estar dado por el nivel de impurezas en cada uno de los efluentes sin filtrar y filtrados.

3.5. Análisis de la carga microbiana en los afluentes y efluentes.

Tabla 3.11. Análisis microbiológico de los efluentes analizados anterior y posterior al filtrado.

Tratamientos Efluentes diluidos (%)	<i>Coliformes</i> totales		<i>Coliformes</i> termo tolerantes		<i>Pseudomonas</i> <i>aeruginosa</i>	
	(NMP/100mL)					
	Anterior	Posterior	Anterior	Posterior	Anterior	Posterior
T1 (50)	>1600	7.8	>1600	4.5	24	3.6
T2 (75)	>1600	>1600	>1600	>1600	17	17
T3 (90)	>1600	4.5	>1600	4.5	21	1.8
T4 (10)	>1600	2	>1600	2	25	6.1

T5 (1)	>1600	>1600	>1600	7.8	13	6
T6 (0,1)	>1600	2	>1600	2	11	1.8
T7(0,01)	>1600	>1600	>1600	7.8	14	4.5

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

* NC-1095: 2015. NMP: *Coliformes* totales < 1000 NMP/100 mL, *Coliformes* termo tolerantes < 1600 NMP/100 mL y *Pseudomonas areuginosas* < 1600 NMP/100 mL.

Los resultados de la carga microbiana (*Coliformes* totales, *Coliformes* termo tolerante) anterior al proceso de filtración en los tratamientos analizados, muestran una alta contaminación, por encima de lo estipulado en la NC-1095: 2015. Mientras que los resultados obtenidos en (*Pseudomonas areuginosas*) anterior y posterior al proceso de filtración se mantuvo dentro del rango establecido por la norma cubana. En el caso de los (*Coliformes* totales, *Coliformes* termo tolerante) luego del proceso de filtración mostró que el proceso de filtrado es capaz de bajar en gran medida la carga contaminante hasta valores por debajo de los límites permisibles que fija la NC-1095: 2015. Lo cual está en contradicción con los altos valores obtenidos en estas variables en trabajos anteriores efectuados por (Sosa, C. 2015) y (Martínez *et al.*, 2014).

3.6. Resultados de los indicadores morfo fisiológicos de las plantas indicadoras.

En cada maceta se aplicó 2 mL de efluente sobre cada semilla sembrada, para un total de 10 mL/bolsa según las disoluciones investigadas en cada tratamiento.

En la figura 3.1 se observa el comportamiento del porcentaje de germinación en los diferentes tratamientos evaluados.

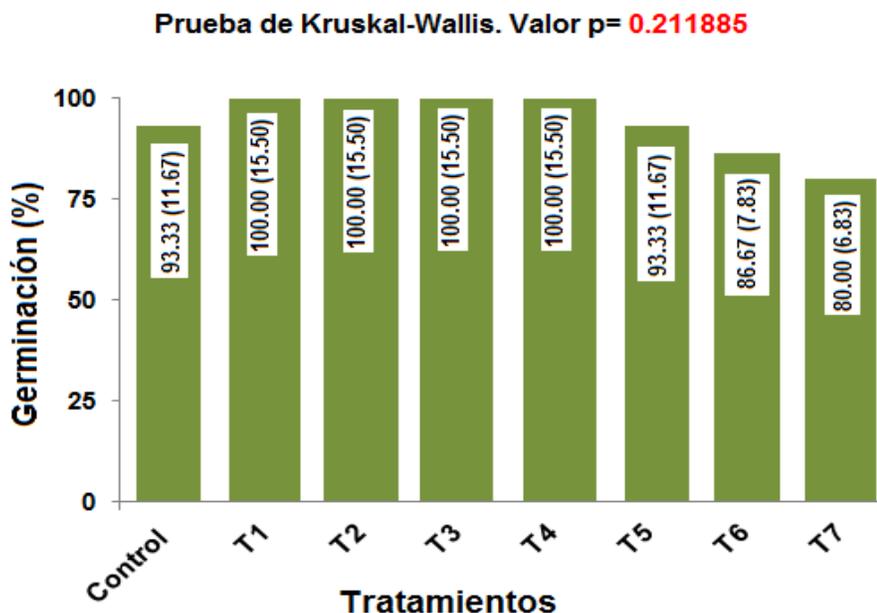


Figura 3.1. Efecto de los tratamientos sobre la germinación de la planta indicadora.

Columnas con letras iguales indican que no hay diferencias estadísticas significativas según Kruskal-Wallis a $p \leq 0.05$. Media (Rango Promedio).

Del análisis de la fig.3.1, se observó que los tratamientos T1, T2, T3, T4, superan al control en la variable por ciento de germinación, presentándose una caída de esta variable en los tratamientos T6 y T7, lo cual pudiera estar influenciado por el bioproducto (CBQ-BioRem) y el grado de dilución aplicado.

En la tabla 3.12 se presentan los valores del peso de la planta en base fresca y seca de los diferentes tratamientos evaluados.

Tabla 3.12. Peso fresco y seco de la planta indicadora maíz (*Zea mays*).

Tratamientos Efluentes diluidos (%)	Muestra (BF)	Peso (g)		
		MS 65°C	% MS 65°C	Promedio
Control	8,51	0,49	5,88	5,89
T1 (50)	8,53	0,50	5,91	5,91
T2 (75)	8,17	0,49	6,03	6,03
T3 (90)	7,41	0,45	6,17	6,17
T4 (10)	7,61	0,47	6,22	6,23
T5 (1)	6,26	0,39	6,33	6,34
T6 (0,1)	7,17	0,48	6,56	6,56

T7 (0,01)	5,17	0,23	4,70	4,7
-----------	------	------	------	-----

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

En la tabla 3.13 se presentan los valores del peso de la raíz en base fresca y seca de los diferentes tratamientos evaluados.

Del análisis de la tabla 3.12 se pudo observar que la planta varía en su peso fresco desde 5,17 g hasta 8,53 g, estando los valores de este indicador en peso seco desde 0,23 g hasta 0,50 g. Por otra parte, en el caso de la tabla 3.13, los valores del peso fresco de la raíz oscilaron desde 1,91 hasta 3,05 g siendo inferior con respecto a la planta, lo cual es resultado esperado. Otros parámetros morfofisiológicos, se presentan en la tabla 3.14.

Tabla 3.13. Peso fresco y seco de la raíz de la planta indicadora maíz (*Zea mays*).

Tratamientos Efluentes diluidos (%)	Muestra (BF)	Peso (g)		
		MS 65°C	% MS 65°C	Promedio
Control	1,91	1,52	80,01	80,01
T1 (50)	2,48	1,93	79,25	79,25
T2 (75)	2,05	1,58	79,06	79,07
T3 (90)	2,41	1,88	78,29	78,29
T4 (10)	3,05	2,36	77,27	77,28
T5 (1)	2,43	1,97	80,53	80,53
T6 (0,1)	2,10	1,81	87,22	87,23
T7 (0,01)	2,28	2,08	92,29	92,3

Tabla 3.14. Efecto de los efluentes sobre los parámetros morfofisiológicos de la planta indicadora.

Tratam.	AP (cm)	PFF (g) *		PSF (g) *		LR (cm)	PFR (g)	PSR (g)
	Media	Media (Rango Promedio)	EE = ±	Media (Rango Promedio)	EE = ±	Media	Media	Media
Control	45.07	8.51 (18.33) a	0.796	0.50 (17.33)	0.0431	18.75	1.91	1.52
T1	44.40	8.53 (19.00) a	0.247	0.51 (18.00)	0.0186	21.33	2.48	1.94
T2	43.27	8.18 (16.67) ab	0.289	0.49 (17.67)	0.0188	20.80	2.06	1.58
T3	39.93	7.42 (12.00) b	0.496	0.46 (12.67)	0.0171	22.73	2.41	1.89
T4	41.40	7.62 (13.33) b	0.194	0.47 (14.33)	0.0126	24.20	3.06	2.37
T5	38.08	6.27 (6.00) c	0.221	0.40 (7.00)	0.0407	21.60	2.43	1.98
T6	42.77	7.17 (11.33) b	1.363	0.49 (10.33)	0.136	23.65	2.10	1.81
T7	39.64	5.18 (3.33) c	0.782	0.24 (2.67)	0.0709	23.25	2.29	2.09
EE = ±	1.75					2.16	0.412	0.320

Medias con letras diferentes en una misma columna muestran diferencias estadísticas significativas según

Tukey HSD a $p \leq 0.05$. * Prueba de Kruskal-Wallis. EE = *Error Estándar*

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio" (efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

En la tabla 3.14 se muestra el efecto de los efluentes sobre los parámetros morfofisiológicos de la planta indicadora. La AP no tiene diferencias estadísticas significativas entre los 8 tratamientos aplicados, y ninguno sobrepasa el control, son destacables T1, T2, T6 cuyas plantas alcanzaron alturas superiores a 42,5 cm. El PFF es el único parámetro morfofisiológicos en el que existen diferencias estadísticas significativas. El Control, T1 y T2 alcanzan los mayores valores sin diferencia entre ellos, pero en T1 el PFF es un poco superior al control. En los tratamientos T5 y T7 se alcanzan los menores valores de peso fresco follaje con 6.27 y 5.18 g respectivamente. En cuanto al PSF no se observan diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos, cuyos valores van desde 0.24 g en el T7 hasta 0.51 en el T1. Al analizar la LR aunque no muestre diferencias estadísticas, todos los tratamientos aplicados superan al control, se destacan los tratamientos, T4, T6 y T7 cuyas raíces miden 5 cm más que las del control. En cuanto al PFR y PSR el tratamiento Control es superado por todos los tratamientos ensayados, el T4 presenta los mejores valores para ambos parámetros con 3.06 g y 2.37 g respectivamente. La aplicación de los efluentes de biodigestores porcinos en producción, parecen tener un efecto positivo en la estimulación del crecimiento y el peso de las raíces, no así en el desarrollo del follaje de la planta. Estos resultados no coinciden con los reportados por varios autores que han aplicado otros abonos orgánicos como son humus, compost los cuales si tienen mejores respuestas integrales sobre todos los parámetros morfofisiológicos de las plantas. Ejemplo de ello son los reportados por (Campos, 2014), (Álvarez, 2014) y (Montes de Oca, 2018).

3.7. Efecto de los efluentes sobre las propiedades del suelo en el experimento en condiciones semicontroladas.

3.7.1. Efecto de los tratamientos sobre las propiedades químicas del suelo.

La tabla 3.15 expresa la influencia de los efluentes sobre las propiedades químicas del suelo. El pH (H₂O) muestran diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos T3, T4, T5, T6, T7 con respecto a Control; T1 y T2 aunque en todos se evalúan de neutro según los criterios de MINAGRI, (1984) citado por Cairo y Fundora (2005). En el caso del pH (KCl) no existe diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos aplicados y va de ligeramente ácido en el Control (6,01) hasta 6,24 en T6 evaluado como neutro MINAGRI, (1984) citado por Cairo y Fundora (2005). Se han establecido rangos óptimos de

pH para diversos cultivos, no obstante la utilidad de su valor dependerá en gran medida del grado de correlación, que éste guarde con otras propiedades del suelo. Según Roquero y Porta (1986) los límites de pH para el maíz (planta indicadora utilizada) son de 5,5 a 7,5, rango con el que se coincide y la mayoría de los nutrientes del suelo están en disponibilidad óptima para ser absorbidos por la planta. Montes de Oca (2018) obtiene pH (H₂O), neutros en algunos tratamientos, los cuales son similares al presente trabajo. Campos (2014) reporta valores de pH neutros en todos los tratamientos superando a los 3 controles que empleó.

Tabla 3.15. Efectos de los efluentes sobre algunos indicadores de la fertilidad del suelo.

Trata- mientos	pH (H ₂ O)	pH (KCl)*		P Olsen * (mg 100g ⁻¹)		MO* (%)	
	Media	Media (Rango Promedio)	EE = ±	Media (Rango Promedio)	EE = ±	Media (Rango Promedio)	EE = ±
Control	6.74 b	6.01 (3.67)	0.1192	4.41 (8.83)	0.0473	1.69 (5.83) b	0.0167
T1	6.76 b	6.18 (11.17)	0.0260	4.86 (18.17)	0.2849	1.39 (4.67) c	0.2250
T2	6.71 b	6.14 (6.67)	0.0153	4.52 (13.83)	0.0406	1.75 (7.83) b	0.0536
T3	7.34 a	6.20 (14.33)	0.0167	4.57 (14.50)	0.0945	1.93 (16.33) b	0.0200
T4	7.28 a	6.23 (18.00)	0.0233	5.39 (16.83)	0.7600	1.65 (11.50) b	0.2948
T5	7.30 a	6.13 (9.33)	0.0612	4.37 (9.00)	0.1244	1.91 (14.67) b	0.0100
T6	7.22 a	6.24 (19.00)	0.0296	4.15 (4.50)	0.1677	1.97 (17.17) b	0.0960
T7	7.21 a	6.23 (17.83)	0.0208	4.67 (14.33)	0.2572	2.12 (22.00) a	0.0000
EE = ±	0.0612						

Medias con letras diferentes en una misma columna muestran diferencias estadísticas significativas según

Tukey HSD a $p \leq 0.05$. * Prueba de Kruskal-Wallis. EE = *Error Estándar*

Leyenda: T1=Control (suelo sin aplicación de efluentes); T2= Biodigestor "Oria León" (efluente diluido al 50% en agua); T3= Biodigestor "Eduardo Jiménez" (efluente diluido al 75% en agua); T4= Biodigestor "Eladio Gregorio"(efluente diluido al 90% en agua); T5= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +10% de bioproducto); T6= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +1% de bioproducto); T7= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,1% de bioproducto); T8= Laguna de oxidación + CBQ-BioRem (efluente +0,01% de bioproducto).

El fósforo asimilable no tiene diferencia estadística significativa entre los efluentes aplicados y el Control, es alto en todos los tratamientos y T4, presenta la mayor cantidad con 5,39 mg 100g⁻¹. Estos niveles tan elevados pueden deberse a que en el área donde se tomó el suelo se aplican sistemáticamente fertilizantes químicos y el fósforo como es un elemento

poco móvil se queda almacenado en el suelo en grandes cantidades. Gómez (2018) encontró hasta 7,50 mg 100g⁻¹ de P asimilable en la cubierta del suelo. La materia orgánica se evalúa de baja en la mayoría de los tratamientos excepto en T7 donde se evalúa de mediano según MINAGRI (1984) citado por Cairo y Fundora (2005), y muestran diferencias estadísticas significativas; el mayor porcentaje que corresponden a T7 con 2,12%, el cual supera a los demás tratamientos y se destaca T1 con el menor porcentaje solo 1,39. Estos % de materia orgánica no coinciden con los reportados por Álvarez (2014) donde es mediana en todos los casos, pero con el uso de humus de lombriz y abonos orgánicos a partir de bambusa se supera el % de materia orgánica en el control sin fertilización y la urea. Montes de Oca (2018) demostró que al aplicar compost y humus de lombriz a partir de hojarasca de marabú la materia orgánica del suelo se encuentra por encima de 2,49 %.

3.7.2. Efecto de los tratamientos sobre las propiedades físicas del suelo.

Tabla 3.16. Efecto de los tratamientos sobre el estado estructural del suelo.

Tratamientos	AE (%)	FE (%)	Perm (Log 10K)
	Media		
T1	46.64	94.42	2.31
T2	48.79	94.38	2.22
T3	54.11	93.41	2.22
T4	53.97	95.44	2.22
T5	55.93	95.45	2.25
T6	51.61	95.62	2.26
T7	48.09	94.13	2.22
Control	47.73	93.29	2.39
EE = ±	2.16	0.622	0.107

Medias con letras diferentes en una misma columna muestran diferencias estadísticas significativas según Tukey HSD a $p \leq 0.05$. EE = *Error Estándar*

El efecto de los diferentes tratamientos sobre el estado estructural del suelo en condiciones semicontroladas (Tabla 3.16) demostró que los resultados obtenidos en los agregados estables no muestran diferencia estadística significativa, ya que todos los tratamientos son evaluados de regular excepto el T5 que supera al resto y es evaluado de adecuado con

55,93 %. La aplicación del resto de los tratamientos supera al control y a T1 en cuanto a su valor pero no difiere estadísticamente. Según Campos (2014) los agregados estables van desde regular en el control y urea, a bueno en humus de lombriz y en el estiércol vacuno descompuesto. En los porcentajes de factor de estructura tampoco tienen diferencias estadísticas, se evalúan como excelente según Cairo (2006), en todos los tratamientos con más de 93 %. Campos (2014) encontró valores de factor de estructura evaluados de bueno, cuando se aplica al suelo estiércol vacuno descompuesto, humus de lombriz, con % mayores de 68,73 hasta 84,95, mientras que en el control y la urea se clasifica como malo (menos de 55 %). En el caso de la permeabilidad del suelo es excelente en todos los tratamientos sin diferencia estadísticas entre ellos de acuerdo a Cairo (2006). Álvarez (2014) plantea que la aplicación de compuestos orgánicos al suelo repercute positivamente en la permeabilidad, la cual llega a ser excelente.

3.8. Análisis de correlaciones para el experimento en condiciones semicontroladas.

Tabla 3.17. Correlaciones significativas de cada indicador con relación al total de las propiedades estudiadas en el experimento en condiciones semicontroladas.

Indicadores	Correlaciones significativas	% que Representa
PFF (g)	4	33.33
PSF (g)	1	8.33
PFR (g)	1	8.33
PSR (g)	1	8.33
AP (cm)	3	25.00
LR (cm)	3	25.00
pH (KCl)	2	16.67
pH (H ₂ O)	6	50.00
P Olsen (mg 100g ⁻¹)	1	8.33
MO (%)	3	25.00
AE (%)	2	16.67
FE (%)	0	0.00
Perm (Log 10K)	1	8.33
Germinación (%)	0	0.00

PFF = peso fresco del follaje; PSF= peso seco del follaje; PFR= peso fresco de la raíz; PSR= peso seco de la raíz, AP= altura de la planta; LR= longitud de la raíz.

En la matriz de correlaciones para el experimento en condiciones semicontroladas Anexos (Tabla 1) muestra las relaciones existentes entre las propiedades del suelo y los parámetros

morfofisiológicos de la planta indicadora, mediante el coeficiente de correlación momento producto de Pearson, el cual mide la fuerza de la relación lineal entre los indicadores, mientras que en la tabla 3.21 aparecen el número de las correlaciones significativas así como el porcentaje que estas representan, respecto al total. De todos los parámetros morfofisiológicos de la planta indicadora evaluados el PFF, AP y LR son los que presentan mayor cantidad de correlaciones significativas, con 4, 3, 3 respectivamente, para el 33,33 y 25 % del total de correlaciones. Entre los indicadores químicos del suelo, se destaca el pH (H₂O) con 6 correlaciones significativas para el 50 % y la materia orgánica con 3 para el 25 %. Al analizar los indicadores físicos del suelo presentan correlaciones significativas con los demás indicadores, los agregados estables con 2 correlaciones significativas para el (16,67 %) y la permeabilidad con solo 1 para el (8,33 %) mientras que el factor de estructura y la germinación no establecieron correlaciones significativas. Estudios realizados por Reyes (2006), Colás (2007), Rodríguez (2010), Ríos (2010), Boza (2014), Montes de Oca (2018) demuestran la importancia de la matriz de correlación para evaluar el comportamiento de las propiedades del suelos.

3.9. Sostenibilidad ambiental.

De manera general, los sistemas de tratamiento de aguas potables deben ser monitoreados constantemente con el propósito de llevar la data de la eficiencia de las diferentes etapas de tratamiento y de la calidad con que el líquido llega a los consumidores.

En Cuba la política del agua esta encaminada al mantenimiento de la calidad del agua y se establecen de manera obligatoria estableciendo un monitoreo periódicamente ya sea agua potable o residual.

Está estipulado que se deben efectuar muestreos compuestos de al menos 12 horas, tomando muestras del agua en el sistema de tratamiento y en las redes de abasto tomando para ello diferentes puntos de esta red, con una frecuencia de cuatro meses (tres muestreos por año). Estos muestreos y análisis deben incluirse como un costo periódico según exija la legislación vigente.

Aunque las leyes cubanas solo establecen el monitoreo en las plantas potabilizadoras y en los efluente (aguas tratadas), es recomendable realizar análisis de todas las etapas con el

fin de conocer el comportamiento del sistema. Ello resultará útil para resolver problemas relacionados con la eficiencia del sistema.

Respecto al tratamiento de aguas residuales, su importancia y viabilidad económica ha quedado demostrado en este trabajo ya que el sistema de biofiltro, además de ser eficiente para la remoción de contaminantes, no genera olores desagradables, no presenta grandes espejos de agua expuestos al ambiente y, por su aspecto, se puede integrar como un objeto más que combina con el paisaje en casas, lo cual favorece su sostenibilidad ambiental.

Conclusiones

1. La confección del biofiltro permitió evaluar los parámetros fisicoquímicos de los efluentes.
2. La selección de la arena sílice, la arena con saneamiento Arimao y la zeolita permitieron la biofiltración a partir de una granulometría entre 2.0 y 5.0 mm lo que está en consecuencia con lo planteado por las bibliografías y trabajos internacionales.
3. Los resultados físicos químicos y microbiológicos indican que el tratamiento de los efluentes de biodigestores porcinos por biofiltros retiene los contaminantes, reduciéndoles y manteniendo las concentraciones dentro de los valores que dicta las Normas Cubanas NC-27: 2012 y la NC-1095: 2015 para agua residuales.
4. El pH se comportó en valores que oscilan entre 7,03 y 7,92 cumplimentando los valores establecidos por la norma cubana; La conductividad eléctrica (C.E) se comportó dentro del rango establecido por la norma cubana (entre 164, 4 y 1370 $\mu\text{S}/\text{cm}$), reduciendo notablemente el contenido salino de los efluentes. La temperatura de los efluentes disminuyó desde 25 – 22°C permitiendo mejorar la calidad de estos, el DQO comenzó a variar moderadamente desde 960 a 320 siendo menor que lo normado por la NC-27: 2012 que lo limita a <700 mg/L en la mayoría de los tratamientos. Los sólidos sedimentables totales mantienen una tendencia a disminuir desde 1,47 a 0,09 por debajo del límite aceptado por las NC-27: 2012.
5. El DBO_5 realiza una disminución notoria desde 272 mg/L a 52 mg/L, cumplimentando lo estipulado por la NC-27: 2012.
6. Los tratamientos T1, T2, T3, T4, superan al control en la variable porcentaje de germinación, presentándose una caída de esta variable en los tratamientos T6 y T7, lo cual pudiera estar influenciado por el bioproducto (CBQ-BioRem) aplicado y su grado de dilución.
7. Los sistemas de tratamiento de aguas residuales por biofiltros lentos permiten disminuir la carga contaminante del residual y aumentan la eficiencia a medida que este es filtrado, permitiendo su vertimiento y utilización con fines económicos.

Recomendaciones.

- ♣ Se recomienda realizar la estabilización del biofiltro por aproximadamente 30 días, previa la biofiltración de los residuales a ser tratados.
- ♣ Es recomendable un mantenimiento regular de la capa filtrante para lograr un correcto funcionamiento con este material biológico.
- ♣ Se debe realizar un estudio de la eficiencia en la descontaminación de las aguas residuales con el uso de otros sustratos tales como: la turba, caolín, carbón mineral.
- ♣ Ejecutar la propuesta del biofiltro a escala real con el fin de correlacionar los resultados obtenidos a pequeña escala.

Bibliografía

- Aguiar, D., & Pórtela Cuevas, W. 2009. *Diseño y montaje del laboratorio de filtro lento de arena para agua potable*. Girardot, Colombia. Alcaldía de María La Baja. (2001). Plan de Ordenamiento Territorial de María La Baja 2001 - 2009. María La Baja, Bolívar, Colombia.
- Aguiar, D; Y. W. P. C. 2009. Diseño y montaje del laboratorio de filtro lento de arena para agua potable.
- Álvarez, O. 2014. Evaluación de la biomasa del bambú (*Bambusa vulgaris* Schrader Ex. Wendland) como una alternativa para la recuperación de suelos degradados. Tesis presentada en opción académico de Máster en Agricultura Sostenible. Mención Fitotecnia. Facultad de Ciencias Agropecuarias. UCLV. 93 p.
- Arboleda V, J. 1975. *Teoría de la filtración del agua*. Lima, Perú: CEPI. Ayuda en Acción Colombia & Corporación Desarrollo Solidario. (2015). *Nota conceptual: Agua Potable y Organización comunitaria para la población rural del norte del departamento de Bolívar Colombia*. Colombia. Barrenechea, A., & De Vargas, L. (2004). Capítulo 10: Desinfección. En *Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida* (págs. 155-213). Lima: CEPIS, OPS.
- Barrientos E, H., Tello Yarin, J., Tito Pacheco, C., & Palomino Gamarra, M. (2009). *Purificación de agua por medio de filtros lentos de arena en la comunidad de Kuychiro - Cusco*. Cusco, Perú.
- Blacio O, D., & Palacios Pérez, J. 2011. *Filtros biológicos para la potabilización del agua, posibilidades de uso de FLA (filtros lentos de arena) con agua superficial de nuestra región*. Cuenca, Ecuador: Tesis de Pregrado de la Universidad de Cuenca.
- Bareño, I. R. A. 2016. *Diseño, propuesta e implementación de un filtro para tratamiento de aguas de uso doméstico en tanques de reserva en la población del casco urbano de la inspección de san antonio de anapoima*. grado, Universidad libre.
- Boza, R. 2014. Efectos de abonos órgano - minerales en un suelo Pardo mullido sin carbonatos, bajo producción cafetalera en la UBPC "La Herradura". Trabajo de diploma. UCLV, 2014. 78 p.

- Brito, A; Delgado, O; Villarreal, M. 2019. Evaluación de los residuales generados en el sistema de tratamiento del integral porcino # 1. Reporte de investigación. Cienfuegos. Abril de 2019. 9 p.
- Campos, A. 2014. Efecto de la fertilización alternativa en el cultivo de sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) sobre un suelo Pardo mullido carbonatado. Trabajo de diploma. UCLV. Cuba. 66 p.
- Canal V. 2015. *Memoria del proyecto: Convocatoria de ayudas 2015 para actuaciones de cooperación al desarrollo en agua y saneamiento de Cana Isabel II*. Madrid, España.
- Cánepa, L. 1992. Filtración Lenta: Teoría y Evaluación. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Cánepa, L. 1994. Filtración lenta como proceso de desinfección. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Cairo, P. 2006. Edafología Práctica. Libro. 150 p.
- Cairo, P. 2010. La fertilidad física del suelo. Conferencia Maestría Agricultura Sostenible.
- Cairo, P. y Fundora, O. 2005. Edafología. Editorial Pueblo y Educación. Ciudad de La Habana: 476 p.
- Caro, D., Aguirre, A., Vallejo, D., & Quiroga, C. 2015. *Distrito de Riego de María la baja Agua y Tierra: Un problema de todos*. [en línea] septiembre 2015. Disponible en: <http://montesdemariamitierramididad.blogspot.com.co/2015/09/distrito-de-iegodemarialabajaaguayhtml>. [Consulta: 20 de Septiembre de 2018].
- Canosa, E. M. 2014. Determinación de los parámetros hidráulicos de la zeolita natural cubana como material filtrante. *Revista de Ingeniería*, 8.
- CAWST 2008. Manual del filtro bioarena. *Water and sanitation technology*.
- Espejo, C. & García, R. 2010. *Tratamiento de purines de ganado porcino en España para minimizar la contaminación de suelos y su impacto ambiental*. Universidad de Murcia.
- Colás, Ariany. 2007. Selección de indicadores de calidad para un suelo Ferralítico rojo compactado. Tesis presentada en opción al Título en Máster en Ciencias en agricultura sostenible. Facultad de Ciencias Agropecuarias. UCLV.

- Francesena, 2016. Impacto ambiental provocado por efluentes de instalaciones de biogas de pequeña y mediana escala en las provincias de la region central de Cuba. Trabajo de diploma. UCLV, 2016. 73 p
- Gómez, L.A 2018. Caracterización de un suelo Pardo mullido medianamente lavado dedicado a la producción de hortalizas en casas de cultivo. Tesis de Diploma. FCA, UCLV. 37p.
- Jiménez, J. 2015. *Adición de paja de arroz y arcillas residuales a la digestión anaerobia de estiércol porcino. Efecto sobre la comunidad procariota productora de metano.* Dr. C., Universidad de La Habana.
- Lay, J. J.; Y. Y. LI; T. Noike; J. 1997. Endo; S. Ishimoto: "Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste", *Water Science and Technology*, 36(6-7): 493-500, 1997.
- Letterman, R. D. 2010. Water quality and treatment: A Handbook of Community Water Supplies. Fifth ed. Toronto McGRAW-HILL, INC.
- Martínez,C; Francesena, Y.2016.Tratamiento y utilización de efluentes de instalaciones de biogás como abonos orgánicos, revisión y análisis. Revista Centro Agrícola, Vol.45, No.2, abril-junio, 83-92, 2018. ISSN papel: 0253-5785 ISSN on line: 2072-2001.
- Mercado C, E. L. 2015. Evaluación de un sistema de desalinización solar, tipo concentrador cilíndrico parabólico de agua de mar. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 19/27.
- Montes de Oca, C.A 2018. Efectos de abonos orgánicos a partir hojarasca de Marabú (*Dichrostachys cinérea* L.) sobre un suelo Pardo mullido medianamente lavado con problemas de compactación. Tesis de Diploma. FCA, UCLV. 39p.
- NC-27: 2012. Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones. ININ/ Oficina Nacional de Normalización. La Habana. Cuba. 2012. 11 p.
- NC-1095-2015. Microbiología del agua. Detección y enumeración de coliformes. Técnicas del número más probable (NMP). Oficina Nacional de Normalización (NC). La Habana. Cuba. 2015. 23 p.
- NRAG 279, (1980). Suelos. Análisis químico. Reglas generales. Ministerio de la Agricultura. Dirección de normalización, metrología y control de calidad. 60 p.

- Odales B.L.2017. Caracterización de digestatos para su empleo como abono orgánico en la provincia de Sancti Spíritus. Sancti Spíritus, 2017, 85 p. Tesis (en opción al título de Master en Química Analítica)--Universidad de Sancti Spíritus.
- Obaja, D., Macé, S. & Mata-Alvarez, J. 2005. Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digested piggery wastewater. *Bioresource Technology*, 96, 7-14.
- OPS 2005. *Guía para diseño de sistemas de tratamiento de filtración en múltiples etapas*, Lima.
- Quintero, J. G., Velaco, N. & Fernández, J. F.2002. *Evaluación de una alternativa tecnológica para un sistema de producción de cerdos bajo el enfoque de tratamiento y aprovechamiento de los efluentes generados*. Universidad Central de Venezuela.
- Reyes, A. 2006. Indicadores de calidad de suelo en áreas cafetaleras de Topes de Collantes. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Agrícolas. Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas. Santa Clara. 95 p.
- Ríos, Heledys. 2010. Manejo Ecológico de los Suelos Pardos Grisáceos, experiencia de veinte años. Tesis presentada en opción al Título Académico de Master en Ciencias en Agricultura Sostenible. Facultad de Ciencias Agropecuarias. UCLV. Cuba. 67 pp
- Rodríguez, Alianny. 2010. Selección de indicadores de la calidad de los suelos Hidromórficos de la costa norte de Villa Clara. Tesis presentada en opción al Título Académico de Máster en Agricultura Sostenible. Mención Fitotecnia. Facultad de Ciencias Agropecuarias. UCLV. 78 pp.
- Rolim, Mendoza Sergio. 1999. Seminario internacional tratamiento de aguas residuales a través de humedales naturales y artificiales y lagunas de estabilización. Organización Panamericana de la Salud. Santa Fé de Bogotá, Colombia.
- Roquero, C. y Porta, J. (1986). *Agenda de campo para estudio del suelo* 4ta edición. Cátedra de edafología. Universidad Politécnica de Madrid. 225 p.
- Salud, O. P. D. 2005. *Guía para diseño de sistemas de tratamiento de filtración en múltiples etapas*. Lima: UNATSABAR
- Sanchez, J. 2014. Ley de darcy. [en línea] julio 1997. Disponible en: <http://www.google.com> [Consulta: marzo 18 2018]. Dpto de Geología. Universidad de Salamanca. España. 12 p.

- Sosa C.M. 2015. Parámetros de control y monitoreo del proceso en digestores anaerobios de pequeña escala y diferentes tecnologías. Trabajo de diploma. UCLV, 2015. 80 p.
- Torres A. Analisis de aguas residuales. [en línea] 2015. Disponible en: <http://www.google.com> [Consulta: febrero 2019. Laboratorio Medio Ambiente. Diputacion Provincial de Granada, España.
- Vázquez B E y Torres G. S. 2006. Fisiología vegetal. T.I. La Habana. Editorial Felix Varela. 2006. 451 p.
- Villabona, J. P. Y. 2007. *Mejoramiento de la calidad del agua*. Ingeniero Hidráulico, José Antonio Echeverría (CUJAE).

Anexos

Tabla 1. Matriz de correlaciones del experimento en condiciones semicontroladas

	PFF (g)	PSF (g)	PFR (g)	PSR (g)	AP (cm)	LR (cm)	pH (KCl)	pH (H ₂ O)	P Olsen (mg 100g ⁻¹)	MO (%)	AE (%)	FE (%)	Perm (Log 10K)	Germi-nación (%)
PFF (g)														
PSF (g)	0.8785**													
PFR (g)	-0.0454	-0.0473												
PSR (g)	-0.2138	-0.2075	0.9478**											
AP (cm)	0.4880*	0.3856	-0.0838	-0.0763										
LR (cm)	-0.1666	-0.0456	0.1028	0.1260	-0.2857									
pH (KCl)	-0.3072	-0.1394	-0.0302	0.0058	-0.2561	0.5135								
pH (H ₂ O)	-	-0.3372	0.1511	0.2433	-	0.4559*	0.5280**							
P Olsen (mg 100g ⁻¹)	0.0871	-0.0222	0.3504	0.3285	0.1703	-0.2078	0.1831	0.0441						
MO (%)	-0.4635*	-0.3179	-0.1886	-0.0507	-0.3753	0.2511	0.1833	0.4543*	-					
AE (%)	-0.3308	-0.2133	-0.1672	-0.2008	-0.4476*	0.0523	0.1053	0.5755**	-0.0122	0.2340				
FE (%)	-0.2479	0.0183	0.0536	0.0234	-0.1519	0.2186	0.3477	0.2591	-0.1782	0.0637	0.3249			
Perm (Log 10K)	-0.0828	-0.1044	0.2875	0.3544	0.0836	-	-0.2764	-0.2333	0.2269	-	-	-		
Germi-nación (%)	0.1266	0.2603	-0.0030	-0.1364	0.0644	-0.0272	0.2230	-0.1214	0.0492	-	0.1777	0.3196	0.0659	

Legenda: Coeficiente de correlación momento producto de Pearson. * Correlación significativa para $0,01 \leq \text{Valor-P} \leq 0,05$. ** Correlación significativa Valor-P < 0,01. Tamaño de Muestra = 24. PFF = peso fresco del follaje; PSF= peso seco del follaje; PFR= peso fresco de la raíz; PSR= peso seco de la raíz, AP= altura de la planta; LR= longitud de la raíz.