

Universidad de Costa Rica

Facultad de Ingeniería

Escuela de Ingeniería de Biosistemas

**EVALUACIÓN DE UN SISTEMA DE
ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO
SECUNDARIO PARA EL EFLUENTE DE UN DIGESTOR
ANAERÓBICO**

Trabajo final de graduación ante la Escuela de Ingeniería de Biosistemas como requisito para
optar por el grado de

Licenciatura en Ingeniería Agrícola y de Biosistemas

Hellen Brenes Vargas

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio

San José, Costa Rica

2019

Trabajo final de graduación sometido a revisión por la Comisión de Trabajos Finales de Graduación de la Escuela de Ingeniería de Biosistemas de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Costa Rica, como requisito para optar por el grado de licenciatura en Ingeniería Agrícola y de Biosistemas



Ing. Hellen Brenes Vargas

Candidata



Dr. Mauricio Bustamante Román

Director, Comité Asesor



Dra. Alejandra Rojas González

Lectora, Comité Asesor



Dr. Ronald Aguilar Álvarez

Lector, Comité Asesor



Dra. Marta Montero Calderón

Presidenta, Tribunal Examinador



Dra. Kattia Solís Ramírez

Lectora, Tribunal Examinador

DEDICATORIA

A Dios, que está conmigo en cada paso que doy;
a mi mamá, que es mi fortaleza
y a mi papá que fue y siempre será el amor de mi vida.

“¡Sé fuerte y valiente!

No tengas miedo ni te desanimes, porque el Señor tu Dios está contigo donde quiera que
vayas” (Josué 1:9).

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas que han sido parte de este trabajo de graduación, a cada una de ellas quiero expresarles mi más profundo agradecimiento.

Al Dr. Mauricio Bustamante, director del proyecto, quien siempre tuvo la disponibilidad y paciencia para responder a cada una de mis preguntas, gracias por no dejar de creer y guiarme durante todo el proceso.

A la Dra. Alejandra Rojas González, por creer en mis habilidades y siempre tomarme en cuenta en el desarrollo de proyectos durante varios años de mi carrera universitaria.

Al Dr. Ronald Aguilar Álvarez, por ser parte de este proyecto y por sus valiosos aportes.

A la Escuela de Ingeniería de Biosistemas, a los encargados de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Facultad de Odontología, a los técnicos del taller de Ingeniería de Biosistemas, a los encargados del laboratorio ambiental de Ingeniería Civil y del taller de Ingeniería Mecánica y al Beneficio de Café Coopelibertad R. L.; sin todo su apoyo el desarrollo de este proyecto no hubiera sido posible.

Gracias al sistema de becas de la Universidad de Costa Rica, pues debido a este pude lograr mi meta.

A mi madre, que ha sido mi motor durante este tiempo y mi soporte, que nunca me dejó abandonar y siempre tuvo palabras de aliento y abrazos ilimitados.

A mis tíos Manuel Brenes, Marvin Mata y Sigifredo Vargas, por ser un apoyo incondicional. Y a toda mi familia, por siempre estar pendientes de mí y tenerme en sus oraciones.

A Natalia Solano, que ha sido mi compañera inseparable en este camino, gracias por estar a mi lado en las buenas y las malas.

A Leonel Castro, Sebastián Fallas, Eduardo Artavia y Silene Vargas, quienes en los últimos años siempre estuvieron a mi lado, y con los que construí una amistad sincera.

A mis amigos y amigas, dentro y fuera de la universidad, gracias a su apoyo y compañía pude siempre sacar el lado positivo de cada situación a lo largo de los años.

TABLA DE CONTENIDOS

1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Justificación	6
1.2 Objetivos.....	8
1.2.1 Objetivo general.....	8
1.2.2 Objetivos específicos.....	9
2 MARCO TEÓRICO	10
2.1 Situación actual del tratamiento de aguas y residuos sólidos en Costa Rica	10
2.2 Características del agua residual.....	16
2.2.1 Parámetros físicos de caracterización	18
2.2.2 Parámetros químicos de caracterización	19
2.3 Tratamiento primario: biodigestor anaeróbico.....	20
2.3.1 Potencial bioquímico de metano (PBM)	29
2.4 Tratamiento secundario: electrocoagulación	36
2.4.1 Equipo de electrocoagulación	39
2.4.2 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación.....	46
2.4.3 Aplicaciones de la electrocoagulación	48
3 METODOLOGÍA.....	54
3.1 Esquema del proceso.....	54
3.2 Caracterización de biomasa	57
3.2.1 Sólidos totales y sólidos volátiles.....	57
3.3 Proceso anaeróbico	59
3.3.1 Potencial bioquímico de metano: experimento 1	61
3.3.2 Potencial bioquímico de metano: experimento 2	64
3.4 Sistema secundario: electrocoagulación	66
3.4.1 Construcción del prototipo.....	66
3.5 Balances de masa y energía	69
3.6 Análisis estadístico.....	70
4 RESULTADOS	71
4.1 Sistema primario: potencial bioquímico de metano.....	71

4.1.1 Caracterización de sustratos para el potencial bioquímico de metano (PBM), experimento 1	71
4.1.2 Caracterización de sustratos para el potencial bioquímico de metano (PBM), experimento 2.....	72
4.2 Producción de biogás	73
4.2.1 Producción de biogás para el PBM, experimento 1	74
4.2.2 Producción de biogás para el PBM, experimento 2	77
4.2.3 Análisis estadístico para la productividad en los PBM	80
4.2.4 Caracterización de las mezclas en los digestores después del tratamiento	83
4.2.5 Balance de masa y energía para el Potencial Bioquímico de Metano (PBM), experimento 1	84
4.2.6 Balance de masa y energía para el potencial bioquímico de metano (PBM), experimento 2.....	88
4.3 Sistema secundario: electrocoagulación	93
4.3.1 Diseño del prototipo de electrocoagulación	93
4.3.2 Materia prima para ensayos de electrocoagulación.....	96
4.3.3 Parámetros y proceso del tratamiento secundario de electrocoagulación	96
4.3.4 Balance de masa después del tratamiento secundario de electrocoagulación	101
5 Diseño final del sistema para una familia de cinco personas	104
5.1 Sistema primario	104
5.2 Sistema secundario.....	105
5.3 Factibilidad del sistema.....	108
5.3.1 Energía generada en el sistema anaeróbico.....	109
5.3.2 Energía consumida en el sistema de electrocoagulación	110
6 Conclusiones.....	112
7 Recomendaciones	114
8 Bibliografía.....	116

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Disposición de las aguas residuales ordinarias en Costa Rica	13
Figura 2. Parámetros de caracterización de aguas residuales	15
Figura 3. Tecnologías de tratamiento según la calidad deseada del agua	18
Figura 4. Diagrama del proceso anaeróbico; sustratos y productos finales.....	21
Figura 5. Esquema de reactores de mezcla completa	23
Figura 6. Tipos de digestores anaeróbicos (a. lecho fluidizado; b. filtro anaeróbico; c. flujo ascendente de lodo anaeróbico).....	24
Figura 7. Diagrama de las fases del proceso anaeróbico	26
Figura 8. Factores que influyen en el ensayo de PBM	33
Figura 9. Dinámica de producción de metano	35
Figura 10. Sistema de electrocoagulación	39
Figura 11. Diagrama de las reacciones que ocurren en una celda de electrocoagulación	41
Figura 12. Porcentaje de remoción de sólidos suspendidos totales según la corriente aplicada y el tiempo de estudio para agua residual doméstica	51
Figura 13. Esquema de la metodología utilizada para el tratamiento de agua residual y restos orgánicos	56
Figura 14. Muestras dentro del horno para las pruebas de sólidos totales y volátiles.....	59
Figura 15. a) Botellas y el cierre de seguridad. b) Botellas llenas con el material de ensayo.	63
Figura 16. Agitador para el ambiente controlado de los microdigestores	63
Figura 17. Medición de biogás para los microdigestores	64
Figura 18. Procedimiento para llenar botellas serum de nitrógeno	65
Figura 19. Incubadora donde se colocan los PBM	66
Figura 20. Instalación del prototipo de electrocoagulación.....	68
Figura 21. Balance de masa dentro del sistema anaeróbico	70
Figura 22. Producción de biogás para los escenarios de 3 % y 5 % en los microdigestores del experimento 1	76
Figura 23. Productividad de los microdigestores en mL de biogás producidos y gramos de sólidos volátiles de cada botella para el experimento 1.....	76
Figura 24. Producción de biogás para los escenarios de 3 % y 5 % en los microdigestores del experimento 2	79

Figura 25. Productividad de los microdigestores en mL de biogás producidos y gramos de sólidos volátiles de cada botella para el experimento 2.....	79
Figura 26. Diagrama de caja para valores de 3a (3 %) y 5a (5 %)	82
Figura 27. Diagrama de caja del análisis estadístico de PBM del experimento 2 sin tomar en cuenta el control.....	83
Figura 28. Botellas de microdigestores (a.) antes y (b.) después del tratamiento	87
Figura 29. a) Caja de acrílico que funciona como reactor. b) Armazón de PVC para soporte de las placas de metal.....	95
Figura 30. Primer ensayo de electrocoagulación, separación de las capas.....	97
Figura 31. Muestras para el primer ensayo de electrocoagulación.....	98
Figura 32. Segundo ensayo de electrocoagulación.....	99
Figura 33. Muestras para el segundo ensayo de electrocoagulación.....	100
Figura 34. a) Muestra antes de la centrifuga, b) y c) Muestras después del centrifugado.....	101
Figura 35. Dimensiones del reactor para la electrocoagulación de 1 000 L y dimensión de los electrodos por utilizar	107
Figura 36. Dimensiones del sistema propuesto para una casa de habitación de cinco personas	109

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Límites máximos permisibles para los parámetros universales de análisis obligatorio de aguas residuales vertidas en un cuerpo receptor	16
Tabla 2. Datos iniciales de sólidos totales y sólidos volátiles para los sustratos en los PBM, experimento 1.....	71
Tabla 3. Valores de ST y SV iniciales para cada escenario de mezcla en las botellas de PBM experimento 1.....	72
Tabla 4. Caracterización de los sustratos por utilizar en PBM, experimento 2.....	72
Tabla 5. Cantidad de sustratos para cada uno de los escenarios presentados para PBM, experimento 2.....	73
Tabla 6. Caracterización inicial para la mezcla dentro de los reactores según el escenario de los PBM, experimento 2.....	73
Tabla 7. Valores de masa inicial y final de sólidos totales y sólidos volátiles para las botellas de 150 ml de inóculo.....	80
Tabla 8. Valores de productividad en mL de biogás/g SV para cada réplica de los escenarios y control	81
Tabla 9. Valores de ST y SV finales para cada escenario de mezcla en las botellas de digestión PBM experimento 1	83
Tabla 10. Valores de ST y SV finales para cada escenario de mezcla en las botellas de digestión PBM, experimento 2.....	84
Tabla 11. Sólidos totales y sólidos volátiles iniciales y finales para PBM, experimento 1	85
Tabla 12. Balance de masa para sólidos totales en g/l para los microdigestores en el escenario de 3 % para PBM, experimento 1.....	85
Tabla 13. Balance de masa para sólidos totales en g/l para los microdigestores en el escenario de 5 % para PBM, experimento 1.....	86
Tabla 14. Balance de masa para sólidos volátiles en g/l para los microdigestores en el escenario de 3 % para PBM, experimento 1.....	86
Tabla 15. Balance de masa para sólidos volátiles en g/l para los microdigestores en el escenario de 5 % para PBM, experimento 1.....	87
Tabla 16. Balance de energía para PBM, experimento 1	88

Tabla 17. Balance de masa para sólidos totales en g/l para los microdigestores en el escenario 90:10 para PBM, experimento 2.....	89
Tabla 18. Balance de masa para sólidos totales en g/l para los microdigestores en el escenario 80:20 para PBM, experimento 2.....	90
Tabla 19. Balance de masa para sólidos volátiles en g/l para los microdigestores en el escenario 90:10 para PBM, experimento 2.....	91
Tabla 20. Balance de masa para sólidos volátiles en g/l para los microdigestores en el escenario 80:20 para PBM, experimento 2.....	91
Tabla 21. Balance de energía para PBM, experimento 2	92
Tabla 22. Medidas del reactor de acrílico para el proceso de electrocoagulación	93
Tabla 23. Caracterización inicial para la mezcla utilizada en la electrocoagulación	96
Tabla 24. Balance de masa para sólidos totales al aplicar el tratamiento de electrocoagulación (primer ensayo).....	102
Tabla 25. Balance de masa para sólidos volátiles al aplicar el tratamiento de electrocoagulación (primer ensayo).....	102
Tabla 26. Balance de masa para sólidos totales al aplicar el tratamiento de electrocoagulación (segundo ensayo).....	103
Tabla 27. Balance de masa para sólidos volátiles al aplicar el tratamiento de electrocoagulación (segundo ensayo).....	104
Tabla 28. Medidas para el reactor de electrocoagulación para 1 000 litros por día	105
Tabla 29. Medidas para los electrodos de acero al carbono para el tanque de 1 000 litros por día.....	106
Tabla 30. Consumo eléctrico del tratamiento de electrocoagulación para el ensayo 1	110
Tabla 31. Consumo eléctrico del tratamiento de electrocoagulación para el ensayo 2.....	111

NOMENCLATURA

AD: sistema de digestión anaeróbica
ANOVA: análisis de varianza
AyA: Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados
BID: Banco Interamericano de Desarrollo
BN: Banco Nacional
DBO: demanda bioquímica de oxígeno
DQO: demanda química de oxígeno
EC: electrocoagulación
ICE: Instituto Costarricense de Electricidad
JICA: Agencia de Cooperación Internacional de Japón
MINAE: Ministerio de Ambiente y Energía
MS: Ministerio de Salud
ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible
PBM: potencial bioquímico de metano
pH: potencial de hidrógeno
PTAR: planta de tratamiento de aguas residuales
SAAM: sustancias activas al azul de metileno
SSed: sólidos sedimentables
SST: sólidos suspendidos totales
ST: sólidos totales
SV: sólidos volátiles
T: temperatura

RESUMEN

En Costa Rica un 13,4 % de la población no tiene acceso a sistemas de tratamiento de agua residual después de su uso. Otro problema ambiental presente en Costa Rica recae en el manejo de residuos sólidos, debido a que no en todo el territorio hay reglamentos o iniciativas funcionales para minimizar la problemática.

Para un país en desarrollo es importante invertir en sistemas de saneamiento y manejo de desechos sólidos que contribuyan a un mejor posicionamiento a nivel mundial, así como en el aporte de acciones para la implementación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), los cuales son impulsados por las Naciones Unidas. Si se invierte en iniciativas de tratamiento y manejo de desechos, se está invirtiendo en la salud pública de la población en general.

En la presente investigación se propuso un conjunto de sistemas que sean eficientes en el tratamiento de aguas residuales provenientes de residencias, en donde se planteó como primer paso un tratamiento primario que consiste en un digestor anaeróbico en condición mesofílica y como segundo tratamiento la electrocoagulación, la cual por medio de electricidad desestabiliza las partículas de contaminantes, provocando que estas precipiten y floten siendo su remoción más sencilla.

Se realizaron dos escenarios para el sistema anaeróbico y se obtuvo que la combinación 80:20 de agua residual y residuos de alimentos a un 5 % de sólidos totales genera un porcentaje de remoción de sólidos hasta de 79 % y una producción de biogás de 177 mL de biogás/g SV.

Al aplicar el sistema secundario, se concluyó que un tiempo de exposición de 30 minutos con un amperaje de 2.5 A y 9,4 V es eficiente para la remoción de hasta el 66 % de

sólidos totales y volátiles. Esta combinación es un método viable para su aplicación en diferentes comunidades u hogares del país que requieran tratamiento de las aguas residuales.

1 INTRODUCCIÓN

El Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales n.º 33601 (2007) describe el agua residual como aquella que ha recibido un uso y cuya calidad ha sido modificada debido a la incorporación de agentes contaminantes. Esta se clasifica en dos: agua residual de tipo ordinario, tales como aguas generadas por actividades domésticas como inodoros, duchas, lavatorios, fregaderos y lavadoras; y agua residual de tipo especial, que es toda el agua distinta a la ordinaria.

Según la Oficina de Divulgación e Información de la Universidad de Costa Rica (citada por García Bravo y Jiménez Córdoba, 2018), un 13,4 % del total del agua residual en el país no recibe tratamiento alguno después de su uso. De este porcentaje, el 70 % corresponde a agua residual ordinaria que proviene de los hogares de los costarricenses.

Como métodos alternativos para el tratamiento de aguas residuales, hay procesos de sedimentación, flotación y neutralización. También se utilizan los sistemas de lodos activados y lechos bacterianos, los cuales realizan el proceso mediante bacterias, además de los filtros verdes y los sistemas de digestión anaeróbica que son los más desarrollados en industrias alrededor del país.

En la actualidad, la disposición del agua residual doméstica y excretas en el país se da en las siguientes infraestructuras: alcantarillado sanitario, tanque séptico, fosa séptica y letrinas, siendo el tanque séptico el que más porcentaje de uso tiene. Para el año 2016, se reportó que el 21,43 % del total de viviendas del país tiene conexión a alcantarillado sanitario, del cual el 13 % no cuenta con planta de tratamiento, y el 76,42 % utiliza tanques sépticos (Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), Ministerio del Ambiente y Energía (MINAE) y Ministerio de Salud (MS), 2016).

El tanque séptico es un sistema sedimentador que permite la estabilización de los sedimentos del agua, los cuales se depositan en el fondo del tanque en donde ocurre un proceso de degradación de la materia orgánica, aquí se pueden llevar a cabo procesos anaeróbicos debido a la estratificación. Una consideración de diseño de este sistema es la capacidad limitada porque es un único módulo, asimismo son sistemas a los que no se les da mantenimiento, algunos son construidos empíricamente con materiales de baja calidad, entre otros factores que impiden su buen funcionamiento. Este sistema y sus componentes (principalmente el drenaje) pueden llegar a ocupar un espacio grande dentro de la propiedad donde se construya el complejo habitacional, por lo tanto esto de igual modo debe ser tomado en cuenta a la hora del diseño para cumplir con todas las correctas disposiciones del mismo (Angulo, 2013).

En la zona urbana de Costa Rica, del total de desechos sólidos recolectados, el 17,7 % corresponde a plástico, 2,29 % a vidrio, 20,62 % a papel, 0,1 % a aluminio, 49,7 % a desechos biodegradables y 9,59 % a otros tipos de residuos. Más de la mitad de los desechos biodegradables pueden ser tratados de manera eficiente, en donde se obtenga algún tipo de beneficio que ayude al ambiente y a la comunidad que realiza la actividad (Programa Estado de la Nación, 2006).

El tratamiento del agua residual es un proceso relevante en la conservación del ambiente, debido a que la descarga de efluentes puede impactar en el ecosistema de cuerpos de agua, lo que generaría problemas ambientales a corto y largo plazo. Además, con el crecimiento poblacional, en conjunto con una urbanización extensiva, se ha incrementado la demanda de agua potable, haciendo que se apliquen normas rigurosas para verter el agua

utilizada a los cauces de los ríos y así disminuir la potencial contaminación de aguas subterráneas.

Por medio de la implementación de la Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales de Costa Rica, en el año 2015 se construyó la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Los Tajos (PTAR Los Tajos), gracias a la inversión de la Agencia de Cooperación Internacional de Japón (JICA), el Banco Interamericano de Desarrollo (BID), el Banco Nacional (BN) y el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), la cual trata el agua residual del área metropolitana. Lo anterior con el objetivo de atender y resolver problemas que pudieran afectar directamente la salud, el bienestar y la calidad de vida de los ciudadanos (Programa Estado de la Nación, 2017).

La PTAR Los Tajos fue inaugurada en septiembre del 2015, en esta se le brinda servicio de saneamiento al 65 % de la población de la zona metropolitana de San José. Esta planta es de tipo primario (físico químico) con tratamiento completo de lodos que puede tratar un caudal entre 2,81 m³/s y 3,45 m³/s por día (FuturEnviro, 2015). Se cuenta con tres líneas de tratamiento, la primera corresponde a la línea de agua para mejorar la calidad del agua entrante y disminuir hasta en 50 % la cantidad de sólidos; la segunda línea de tratamiento es la de lodos, en donde se acondicionan estos para que sean aptos para su disposición, y la tercera se trata de la línea de gas, en donde se aprovecha el biogás de los digestores para producir energía eléctrica (AyA, 2017; FuturEnviro, 2015).

Adicional a los tratamientos de aguas residenciales, en Costa Rica la empresa privada ha instalado sistemas anaeróbicos como tratamiento de aguas residuales con digestores. Por ejemplo, la empresa Porcina Americana ubicada en Cartago y el proyecto Sustratos de la Ribera localizado en Heredia. Ambas, para el año 2016, presentaban las siguientes cifras: la

primera, con 30 mil cerdos, podía llegar a producir 3 600 metros cúbicos de biogás por día. Además de tener la posibilidad de recibir 150 m³ de aguas residuales por día (IICA, 2016; Inercia, 2016, citados por ICE, 2019). Y la segunda procesaba 80 toneladas diarias de residuos orgánicos de mataderos, produciendo 5 mil metros cúbicos de biogás por día (IICA, 2016, citado por ICE, 2019).

Los digestores anaeróbicos pueden convertirse en un sistema de tratamiento de aguas residuales o cargadas con contaminantes, transfiriendo esta tecnología ampliamente utilizada en la industria a un sistema de pequeña escala en donde la materia orgánica presente en el agua residual se descompone y es reducida por medio de bacterias anaeróbicas específicas. En este proceso se obtiene como resultado gas metano (CH₄), el cual se puede utilizar para producir energía y también se reduce la carga de contaminación existente en el agua tratada.

En conjunto con los sistemas primarios de tratamiento de residuos, como los digestores, de igual modo se pueden implementar diseños de sistemas secundarios, como por ejemplo la electrocoagulación. Este proceso se caracteriza por tener la capacidad de remover y tratar aguas con altas cargas orgánicas, se da la captura de contaminantes, y esto ocurre en bajos tiempos de retención. En este proceso se desestabilizan las partículas de los contaminantes, lo que produce que se suspendan o precipiten al fondo del recipiente debido a la introducción de corriente eléctrica por medio de placas metálicas que usualmente están colocadas de manera paralela y que son cargadas de forma eléctrica.

La electrocoagulación (EC) puede ser una opción para el tratamiento de aguas en residencias o industrias, pues este proceso es energéticamente eficiente, tiene un bajo costo de ensamblaje y es apto para la automatización. Se estima que en condiciones óptimas de la

electrocoagulación, removerá hasta el 90 % de materia orgánica presente en el efluente (Pinedo Hernández, Paternina Uribe y Marrugo Negrete, 2016).

La técnica de EC trabaja en la remoción de contaminantes, sin embargo, en Costa Rica no se reportan investigaciones que hagan uso de esta tecnología, y a nivel industrial no se encuentran empresas privadas que la utilicen en la actualidad. Una de las causas radica en que es un sistema para remoción de contaminantes en específico, pero su alto uso de electricidad impide que se desarrolle su uso en la industria.

En esta investigación, se propone un conjunto de sistemas que conlleven a tener un proyecto eficiente en el tratamiento de aguas residuales y desechos de alimentos que provienen de residencias. Así, como primer paso se establece un tratamiento primario que consiste en un sistema anaeróbico en condición mesofílica y como segundo paso se plantea la electrocoagulación. Como materia prima para el sistema se emplea agua residual y restos orgánicos de alimentos. El agua proviene del tanque séptico, y los desechos orgánicos de alimentos, entre los cuales pueden considerarse los residuos crudos como cáscaras que se generan en el hogar.

Esta combinación es un método viable para su aplicación en diferentes comunidades u hogares del país, tanto en la zona urbana como en la zona rural, que requieran un método factible para el tratamiento de las aguas residuales y así bajar el porcentaje que no recibe ningún tratamiento antes de su depósito en los ríos, colaborando con la disminución del impacto ambiental.

1.1 Justificación

En Costa Rica para el año 2017, se tenía una cobertura de alcantarillado sanitario con saneamiento de un 14,4 % de la población, siendo un avance comparado al año 2014 (correspondiente a un 4,2 %). No obstante, continúa siendo un valor bajo en comparación al promedio mundial de un 60 %. Esto le genera al país impactos negativos en la sostenibilidad ambiental que evidencian un rezago en el ordenamiento territorial, débil manejo de residuos, falta de acciones para la adaptación al cambio climático y prácticas agrícolas que afectan los cuerpos de agua (Programa Estado de la Nación, 2019).

Este porcentaje bajo de saneamiento hizo que Costa Rica pasara del puesto 5° (alcanzado en el 2014) al puesto 30° en el Índice de Desempeño Ambiental, el cual es desarrollado por la Universidad de Yale Estados Unidos. Este índice se encarga de clasificar el desempeño ambiental de las políticas llevadas a cabo en la región, por medio de indicadores que ayuden a poner en evidencia la situación de cada país. En el año 2016 se incluyó la variable saneamiento en el índice, por lo tanto Costa Rica, al tener poco desarrollo en este tema, tuvo una caída en la posición (Environmental Performance Index (EPI), 2018).

Al hacerse cargo de las aguas residuales y desechos sólidos que se producen, se contribuye a que el país tenga un mejor posicionamiento en temas ambientales a nivel mundial, de igual manera se contribuye directa e indirectamente con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) que son impulsados por las Naciones Unidas. Estos forman parte de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, la cual tiene como eje central propiciar el bienestar de la población y la protección del planeta.

Cinco de los ODS fueron tomados en cuenta en el proyecto propuesto en este trabajo final de graduación de manera directa. Empezando por el “Objetivo 3: Salud y bienestar”, que

está ligado directamente con el proyecto debido a que si se invierte en saneamiento y se logra una mayor cobertura, como resultado se le brinda a la población bienestar ya que se disminuyen los riesgos a contraer enfermedades que son causadas por el mal manejo de aguas residuales y residuos sólidos. Por su parte, el “Objetivo 6: Agua y saneamiento” quiere garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y del saneamiento para toda la población por medio del manejo integral de las aguas residuales.

En el “Objetivo 7: Energía asequible y no contaminante” se pretende garantizar el acceso a una energía fiable, moderna y sostenible para todos, y aquí entra el uso de la biodigestión pues en el proyecto se obtiene como resultado la producción de energía, la cual cumple con las características mencionadas. Asimismo, el “Objetivo 11: Ciudades y comunidades sostenibles” trata de lograr ciudades que sean seguras, inclusivas, resilientes y sostenibles, lo cual se consigue llevando a cabo proyectos que contribuyan a la gestión de los residuos y desechos sólidos de manera sostenible y consciente. Por último, el “Objetivo 14: Vida submarina” busca conservar los océanos y mares, por lo que verter agua con baja carga orgánica y sin contaminantes en exceso contribuye a la recuperación de los ecosistemas marinos y de agua dulce.

Para un país en desarrollo como Costa Rica, es relevante la inversión en proyectos acordes a lo que se quiere proyectar hacia el mundo. En este caso hacerse cargo del saneamiento de forma adecuada es un compromiso que se tiene a lo largo de todo el territorio.

La implementación de tecnologías que sean económicas y ambientalmente viables es un gran aporte para realizar una economía circular, la cual pretende reemplazar la idea de que todo se debe usar y desechar. Si se practica este tipo de cultura, se utilizan los recursos de mejor modo minimizando los residuos, contaminantes y emisiones de gases dañinos para el

ambiente. Las tecnologías y bases biológicas que se utilizan en la biodigestión y demás alternativas, pueden llevar al tratamiento de este tipo de residuos, que en el pasado no eran desechados de una manera correcta y generaban contaminación.

El sistema propuesto en este trabajo de investigación se caracteriza por ser compacto. Este se construye de forma sencilla y puede ser instalado en los hogares, también es un sistema eficiente, que trata las aguas residuales y las lleva a un estado óptimo para su reincorporación a los afluentes de los ríos, sin generar más contaminación en el ecosistema. Este es un sistema amigable con el ambiente, debido a que la fuente de energía eléctrica que se emplea puede obtenerse de fuentes renovables y de la producción de biogás del biodigestor.

El proyecto puede llegar a significar un aporte relevante para el tratamiento de aguas, tanto en puntos específicos de la zona urbana como en la zona rural del país. Lo anterior porque en la primera se concentra la mayor cantidad de personas, y gracias a esto se necesitan sistemas alternativos de tratamiento de aguas, con la finalidad de bajar el impacto ambiental que se da en la actualidad. Además, en la zona rural pueden aplicarse estos sistemas para no contaminar las nacientes de agua o los ríos que se usan para diversas actividades, ya sean agrícolas, ganaderas o de abastecimiento de comunidades, y de esta manera poder devolver el agua con la calidad mínima exigida al ecosistema.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Implementar un sistema de tratamiento de aguas residuales en residencias, considerando un digester anaeróbico y un reactor de electrocoagulación como tratamiento primario y secundario respectivamente, para reducir la carga orgánica en el efluente.

1.2.2 Objetivos específicos

- Establecer un sistema anaeróbico en condición mesofílica para el estudio de la reducción de carga orgánica y generación de biogás.
- Diseñar y construir el sistema de electrocoagulación para la reducción de carga orgánica hasta el nivel máximo permisible para su vertido en los cauces de los ríos.
- Optimizar el sistema de electrocoagulación por medio de la variación de los parámetros de funcionamiento para una implementación eficiente.
- Analizar la factibilidad técnica del sistema secundario de tratamiento de aguas residuales para su aplicación en residencias mediante balances de masa y energía.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Situación actual del tratamiento de aguas y residuos sólidos en Costa Rica

Costa Rica se ha caracterizado a lo largo de los años por ser un país en donde las riquezas biológicas son resguardadas. La mayor cantidad de energía proviene de fuentes renovables, esto ha concedido al país una reputación de líder en sostenibilidad. Sin embargo, en cuestión del manejo sostenible de los residuos sólidos, se tiene un gran atraso debido a que de las 4 000 toneladas de basura que se producen por día, la mayoría no son tratadas de la manera correcta y ponen en peligro el medio ambiente y la salud de las personas (Ministerio de Salud, 2016).

En cuanto a reglamentos para la disposición de residuos en Costa Rica, desde el año 2010 se cuenta con una ley para la gestión integral de los residuos. En el año 2016 se desarrolló un Plan Nacional para la Gestión Integral de Residuos, el cual abarca hasta el año 2021. En esta política se formulan estrategias para el manejo de los residuos, las cuales son en pro del ambiente; a la vez, se brindan herramientas y pasos por seguir para que los residuos tengan una disposición correcta y generen el menor impacto posible en el ambiente. Esta ley la deben de seguir tanto instituciones gubernamentales como privadas, además de los ciudadanos en general (Ministerio de Salud, 2016).

Según la Ley n.º 8839 (2010), Ley para la Gestión Integral de Residuos, y el Decreto Ejecutivo n.º 37567-S-MINAET-H (2013), Reglamento General a la Ley para la Gestión Integral de Residuos, el manejo integral de los residuos se da mediante la toma de medidas técnicas y administrativas que ayuden a cumplir los mandatos de la ley y el reglamento antes mencionados. Por lo tanto, se define la gestión integral de los residuos como un conjunto de

acciones regulatorias, operativas y educativas de planificación y monitoreo de los residuos, desde la generación y la disposición final de los mismos.

El Duodécimo Informe sobre el Estado de la Nación reportó que en el país se generan 4 500 toneladas de residuos sólidos domiciliarios por día y el 30 % de estos son dispuestos sin control en las calles y ríos cercanos. En el área metropolitana se produce un 58 % de estos residuos y los mismos llegan a dar a rellenos sanitarios. No obstante, en las zonas rurales existe un problema a la hora del manejo de estos, ya que no se cuenta con el presupuesto necesario para disponer adecuadamente de los desechos sólidos, provocando la disposición de estos en botaderos a cielo abierto o a orilla de los ríos. Lo anterior genera contaminación, malos olores, gases dañinos y enfermedades en las personas de las comunidades cercanas (Programa Estado de la Nación, 2006).

Sin embargo, en el país no se tienen registros detallados de los residuos biodegradables que se producen en los diferentes sectores del país, solo un reporte del Programa del Estado de la Nación del año 2015, en donde se realizó una investigación de la composición de los residuos en el país. En este se obtuvo como resultado que en los residuos generados en la zona urbana existe un 17,7 % de plástico, 2,3 % de vidrio, 20,6 % de papel, 0,1 % de aluminio, 49,7 % de orgánicos y 9,6 % de otros residuos (Segura y Céspedes, 2016).

Por otro lado, Costa Rica cuenta con el Plan Nacional de Energía 2015-2030. En este se definen las acciones que se van a tomar en ese periodo de tiempo, con el objetivo de tener un mejor manejo en la demanda eléctrica y estimular el desarrollo de la generación distribuida y el autoconsumo. También se quiere actualizar el marco jurídico e institucional, así como mejorar los métodos de cálculo de las tarifas de electricidad. En este documento se habla sobre la importancia de aprovechar y adaptar los cambios tecnológicos para acceder, mantener

y aumentar la posibilidad del uso de energía que provenga de fuentes renovables (MINAE, 2015).

Como parte de las respuestas a este Plan Nacional de Energía, se encuentra el programa de biogás desarrollado por el Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). En este se le brinda asesoría técnica al sector agropecuario y agroindustrial, con el propósito de sustituir el hidrocarburo de sus actividades, produciendo energía. De esta manera, se puede llegar a reducir la facturación eléctrica de la empresa, producir fertilizantes, manejar adecuadamente los residuos orgánicos y mejorar la salud ambiental de la zona (ICE, 2014).

En el 2016, alrededor de 47 empresas privadas ya estaban en la tarea de generar energía limpia por medio de la biodigestión. Para esto, las fuentes de sustrato que utilizan se encuentran excretas de vacas, cerdos, residuos avícolas, residuos de matanza y aguas residuales del proceso de la palma aceitera. Las empresas que desarrollan estas actividades pueden producir hasta 1 400 kW por año, y las que producen en menos cantidad generan 20 kW por año (Morales, 2016).

En cuestión de tratamiento de aguas, en el año 2017 se estableció una Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales, la cual abarca el periodo 2016-2045. Con esta política se espera impulsar la inversión en salud pública por medio del saneamiento, debido a que se fundamenta en una serie de principios que son necesarios para la mejora del hábitat de las personas, afectando positivamente en el estado de la salud y también en la reducción de brechas e inequidades sociales (Programa Estado de la Nación, 2017).

Para verter agua residual a ríos u otros cuerpos de agua, se necesita de un permiso que otorga el Ministerio de Ambiente y Energía. De los cuatro sectores (comercio y servicio, agropecuario, industria manufacturera y alcantarillado sanitario) que solicitan esta

autorización, el 62 % corresponde a aguas de tipo ordinario (Programa Estado de la Nación, 2017).

Las aguas residuales industriales y de comercios que se generan en la zona urbana suman un total de 82 980 m³/día, y para aguas residuales ordinarias se tiene un volumen de 966 455 m³/día. El Instituto Nacional de Acueductos y Alcantarillados estima que por día se originan 0,2 m³ de aguas residuales por persona. Más del 70 % de las aguas ordinarias del país utilizan tanque séptico como medio de tratamiento, el 8 % del total se dirige a la PTAR por medio del alcantarillado y 6,4 % tiene plantas de tratamiento privadas. Los datos anteriores se pueden apreciar en la figura 1 (AyA et al., 2016).

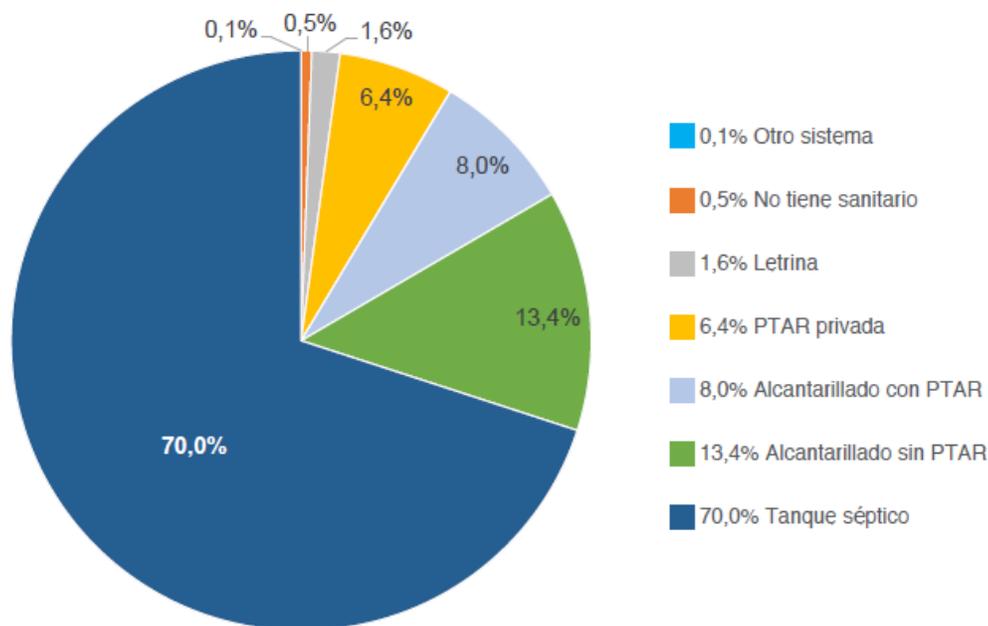


Figura 1. Disposición de las aguas residuales ordinarias en Costa Rica

Fuente: Decreto Ejecutivo n.º 39316, 2015; Programa Estado de la Nación, 2017

El manejo y la disposición de lodos y biosólidos están a cargo del Ministerio de Salud, en donde se cuenta con un reglamento que especifica la regulación de la disposición final de los biosólidos, tanto industriales como ordinarios (de rellenos sanitarios). Este decreto le

permite al Ministerio de Salud obtener un mayor control sobre los proveedores de este servicio (Decreto Ejecutivo n.º 39316, 2015; Programa Estado de la Nación, 2017).

El Decreto Ejecutivo n.º 33601 (2007), Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales, establece que el agua residual es aquella que ha recibido un uso y cuya calidad ha sido modificada por la incorporación de agentes contaminantes. Se definen dos tipos: ordinario y especial. El agua de tipo ordinario se caracteriza por ser el agua residual generada por las actividades domésticas del hombre, como el uso de inodoros, duchas, lavatorios, fregaderos y lavado de ropa; por otro lado, el agua residual de tipo especial es el agua diferente al de tipo ordinario.

En el año 2016 se desarrolló el Reglamento de Aprobación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales n.º 39887-S-MINAE, en el cual se planteó como objetivo la protección de la salud pública mediante la gestión racional y ambientalmente adecuadas de las aguas residuales. En este reglamento se define como reúso al aprovechamiento de un efluente de agua residual tratada y que cumpla con los parámetros establecidos en el Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales.

Para el reúso de aguas residuales hay distintas categorías en donde puede ser aprovechado este líquido, como por ejemplo, reúso urbano, el cual abarca zonas de riego donde existe acceso público, reúso agrícola en cultivos que sean o no procesados previo a su venta, también se tiene el reúso paisajístico, recreativo y en la construcción; sin embargo, no se podrá utilizar este líquido para consumo humano (Decreto Ejecutivo n.º 33601, 2007).

Se establece que un sistema de tratamiento es un conjunto de procesos físicos, químicos o biológicos cuya finalidad es la mejora de la calidad del agua residual. Se llevan a cabo con el objetivo de que esta sea vertida a un cuerpo receptor o alcantarillado, sin que se

den impactos ambientales perjudiciales para el ecosistema (Decreto Ejecutivo n.º 33601, 2007).

Para verter el agua residual de vuelta a un cuerpo receptor, es importante que se cumpla con los parámetros universales de análisis en aguas residuales de tipo ordinario y especial. Estos son mostrados en la figura 2 e incluyen parámetros como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), potencial de hidrógeno (pH), grasas y aceites (GyA), sólidos sedimentables (SSed), sólidos suspendidos totales (SST), sustancias activas al azul de metileno (SAAM) y temperatura (T). Cabe mencionar que si el agua es de tipo especial, se le harán pruebas según la actividad en la que es utilizado el efluente, por ejemplo nitrógeno total, fosfatos, cianuro, metales pesados y plaguicidas (Decreto Ejecutivo n.º 33601, 2007).

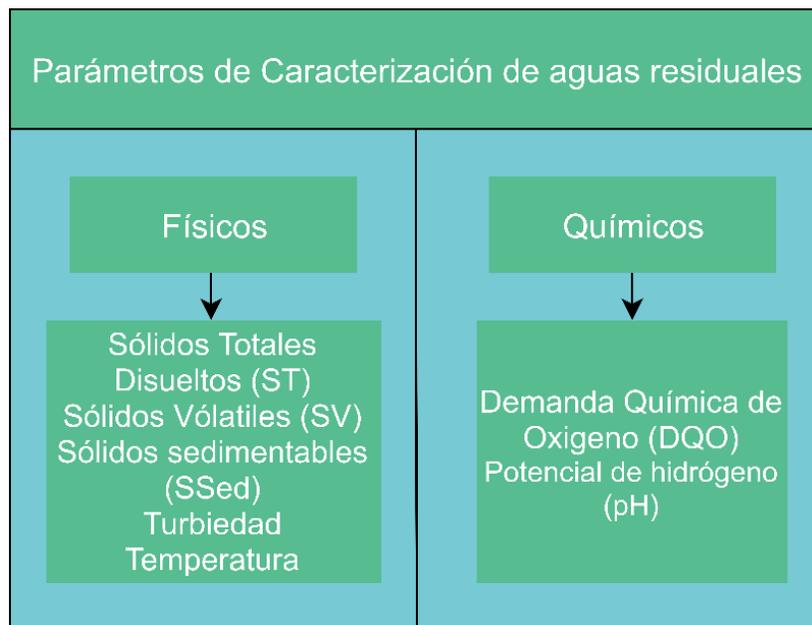


Figura 2. Parámetros de caracterización de aguas residuales

2.2 Características del agua residual

En el agua residual se pueden encontrar los siguientes contaminantes: materia en suspensión, la cual produce un aumento de la turbidez del agua y reduce la producción de oxígeno; y los compuestos inorgánicos, que pueden ser tóxicos para el ambiente, como las sales de metales pesados, que pueden llegar a reaccionar y formar compuestos peligrosos. Además, las concentraciones elevadas de sales generan alta conductividad e impiden la supervivencia de especies vegetales y animales (Knobelsdorf, s.f.).

Por otro lado, si se tiene un exceso de nutrientes y materia orgánica, se da el crecimiento de algas y bacterias, lo que origina la eutrofización y emisión de metano si se desarrollan procesos anaeróbicos. Los organismos patógenos como bacterias, virus y parásitos pueden hallarse en el agua, lo cual impide su reutilización, contaminando organismos acuáticos; asimismo, es posible que se desarrollen enfermedades de transmisión hídrica debido a microorganismos en el agua (Knobelsdorf, s.f.).

En la tabla 1 se muestran algunos de los parámetros máximos de vertido permitidos según el Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales n.º 33601 (2007).

Tabla 1. *Límites máximos permisibles para los parámetros universales de análisis obligatorio de aguas residuales vertidas en un cuerpo receptor*

Parámetro	Límite máximo
DBO	50 mg/l
DQO	150 mg/l
Sólidos suspendidos	50 ml/l
Sólidos sedimentables	1 ml/l
Grasas/aceites	30 mg/l
pH	5 a 9
Color (pureza)	15 %

Nota: *DBO: demanda biológica de oxígeno, DQO: demanda química de oxígeno, pH: potencial de hidrógeno.

Como se expuso, el agua residual puede clasificarse en diferentes tipos según sus características: la doméstica se usa día tras día en residencias, la industrial proviene de procesos de producción, otro tipo es la de aportaciones incontroladas que caen en los sistemas sanitarios o pluviales y estas pueden contener contaminantes como fertilizantes y otras sustancias químicas o tóxicas (Angulo, 2013).

El agua residual doméstica está compuesta por materia sólida, en donde un 70 % son sustancias orgánicas como proteínas, grasas y carbohidratos; estos provienen de materia fecal, detergentes sintéticos y jabones. También se tienen compuestos como hidróxido de amonio y sales amoniacales, que provienen de la descomposición de los materiales orgánicos nitrogenados. El restante 30 % está conformado por sustancias inorgánicas como arena, arcilla y gravas (Knobelsdorf, s.f.).

Hay muchas opciones para el tratamiento del agua residual, pero según se requiera que sea la calidad final del agua, así será el tratamiento que se le debe aplicar (ver figura 3). Para que el agua alcance al menos los niveles mínimos para vertido en cuerpos de agua, es necesario un tratamiento secundario (Barbosa Briao, Hemkemeir, Steffanello Piccin y Barbosa Briao, 2016).

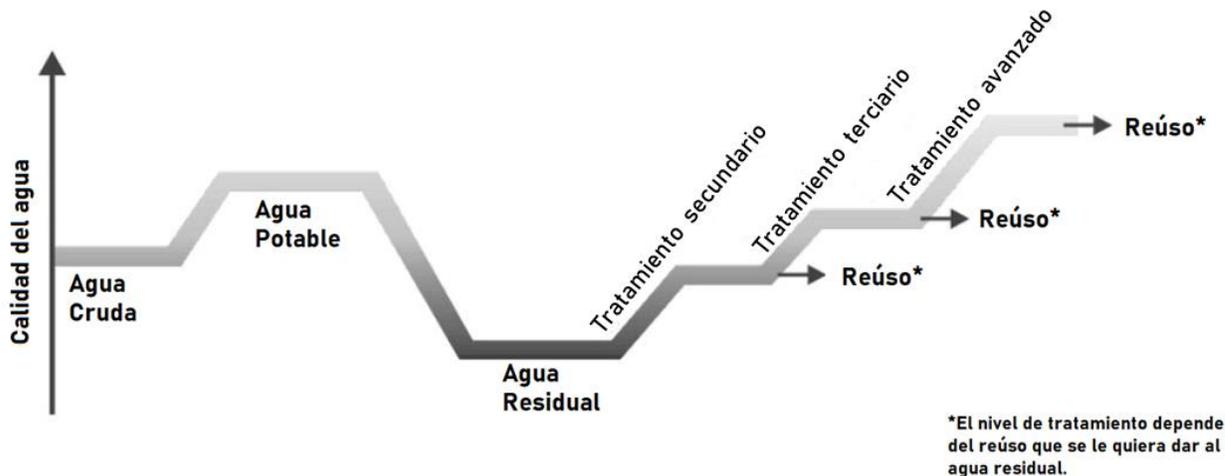


Figura 3. Tecnologías de tratamiento según la calidad deseada del agua

Fuente: Barbosa Briao et al., 2016

En el caso del trabajo de graduación propuesto, se presenta como opción del tratamiento primario, el digestor anaeróbico y como tratamiento secundario la electrocoagulación. La combinación de ambos tratamientos pretende como resultado la disminución de las cargas orgánicas y otros parámetros explicados en secciones posteriores.

El sistema primario requiere una cantidad de sólidos elevada para su correcto funcionamiento, por esta razón se decide mezclar agua residual y restos de desechos orgánicos. También, se debe tener una relación de estos dos materiales que sea eficiente en la producción de metano, ya que si se eleva mucho la cantidad de restos orgánicos, puede generarse una acidificación en el medio, lo que daría como resultado la muerte de las bacterias metanogénicas y, por ende, baja producción y baja remoción de contaminantes.

2.2.1 Parámetros físicos de caracterización

La concentración de los sólidos presentes puede determinar el grado de contaminación del agua y de igual modo es un parámetro por medir después de la aplicación de tratamientos.

De esta manera, se puede identificar la eficiencia de estos en la remoción de materia orgánica y sólidos del agua residual.

Los sólidos totales disueltos (ST) corresponden a la materia orgánica e inorgánica que no se pudo degradar y permanece en el fluido al final del tratamiento. Por su parte, los sólidos volátiles (SV) son los sólidos que pueden ser incinerados después de un proceso a altas temperaturas. La incineración a 550 °C permite diferenciar la materia orgánica de la inorgánica, debido a que las cenizas que quedan en el plato después de la incineración son las partículas inorgánicas o minerales que se encontraban en la muestra (Bartram, Ballance, World Health Organization, y United Nations Environment Programme, 1996).

La turbiedad es otro parámetro físico que ayuda a clasificar qué tan contaminada está el agua. Si el agua está clara, tiene un nivel de turbidez bajo; por el contrario, si es un agua lodosa o muy oscura, posee un nivel de turbidez alto. Si se logra un nivel alto, se tiene una cantidad grande de sólidos suspendidos en el agua, debido a que esta bloquea el paso de la luz.

2.2.2 Parámetros químicos de caracterización

En el tratamiento de aguas residuales, dos parámetros se utilizan como indicadores de la cantidad de materia orgánica: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). Si estos parámetros no se llegan a controlar antes de verter el agua a los cuerpos, se pueden desarrollar condiciones insalubres en el ecosistema.

El DBO es la cantidad de materia orgánica bioquímicamente degradable presente en una muestra, también se define como la cantidad de oxígeno utilizada por los microorganismos para metabolizar los compuestos orgánicos degradables biológicamente (Bartram et al., 1996).

La demanda química de oxígeno (DQO) implica la materia biodegradable y la no biodegradable, en donde se conoce la cantidad de oxígeno que se requiere para oxidar por medio de químicos los compuestos orgánicos a CO₂ y agua (Reyes, 2017). En este sistema la oxidación ocurre en un tubo de digestión, el cual contiene una mezcla de dicromato de potasio, ácido sulfúrico, sulfato de plata y sulfato de mercurio. Se añade la muestra y se mantiene por dos horas a 150 °C; concluido este tiempo, se deja enfriar a temperatura ambiente y se mide el DQO en el espectrofotómetro (Martínez Navarro, 2008; Bartram et al., 1996).

El potencial de hidrógeno es otro parámetro que define el estado del agua residual, este expresa la alcalinidad o acidez de una sustancia. Este es la concentración de iones de hidrógeno, y si el agua residual contiene valores inadecuados de este, puede contribuir al desarrollo de microorganismos y generar dificultades en el tratamiento del agua (Knobelsdorf, s.f.).

2.3 Tratamiento primario: biodigestor anaeróbico

El tratamiento de aguas de tipo residual es fundamental para mantener la calidad de vida de las comunidades. Existen diversas técnicas de tratamiento de aguas, las cuales han mejorado conforme el transcurso del tiempo y las nuevas tecnologías. Estas aguas que se vierten de nuevo en los ríos o para reutilizarse tienen que cumplir con regulaciones cada vez más exigentes.

Una de las alternativas para tratar el agua residual y desechos de tipo orgánico es la implementación de digestores anaeróbicos. Este es un sistema sellado que mantiene un ambiente estable en ausencia de oxígeno a una temperatura de 35 °C con un pH entre 6,6 y

7.6. Se alimenta de materia orgánica, la cual es procesada por medio de bacterias, y gracias al ambiente que se encuentra dentro del digestor, se genera una mezcla de gases, en su mayoría metano, que se utiliza como fuente para proveer energía calórica y es reconocido como producto del proceso (Morales González, 2010).

En la figura 4 se exponen los insumos y los productos del proceso anaeróbico. Como materia prima, al digestor se le coloca agua residual y materia orgánica. Después del proceso se obtienen tres productos principales. El primero es el biogás, que puede ser utilizado para la producción de energía; después se encuentran los lodos, los cuales se emplean como biofertilizantes y por último el efluente del digestor, que puede ser tratado por medio de un sistema secundario de tratamiento de agua para su reutilización en diferentes actividades que así lo permitan.

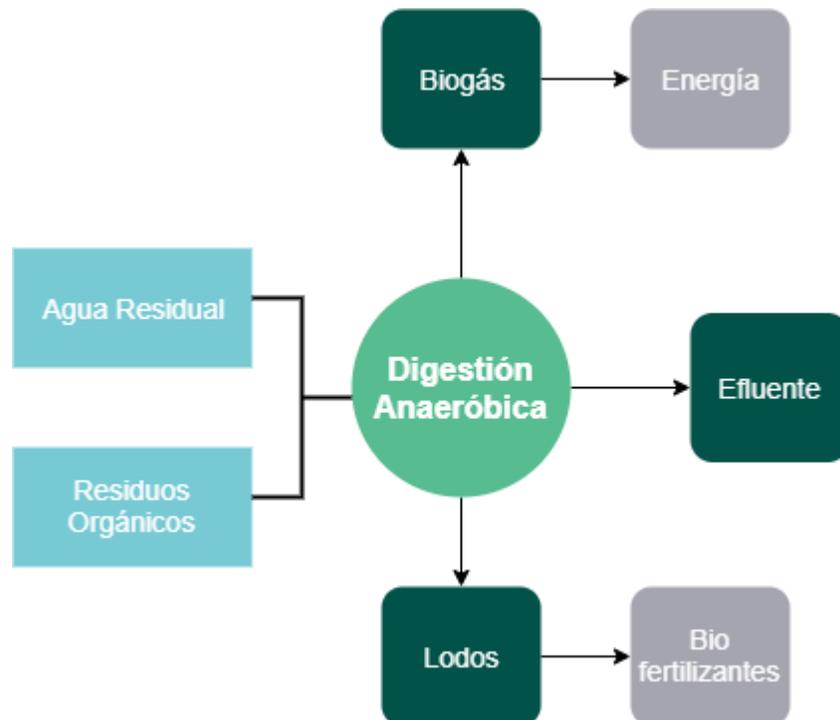


Figura 4. Diagrama del proceso anaeróbico; sustratos y productos finales

En la reducción de carga orgánica mediante digestión anaeróbica, ocurren reacciones de oxidación reducción, esto bajo condiciones de poca o nula luminosidad. En este proceso el producto que se origina acepta los electrones y la materia orgánica de la que proviene actúa como dador de estos. El sustrato es parcialmente oxidado y, por consiguiente, todavía existe una pequeña cantidad de energía que este conserva (Varnero Moreno, 2011).

Otro proceso involucrado corresponde a la respiración anaeróbica, la cual es un proceso de óxido reducción de monosacáridos. Esta la realizan grupos exclusivos de microorganismos, donde el aceptor final de electrones es una molécula orgánica. Aquí se produce más energía para liberar que en la fermentación anaeróbica, debido a que existen aceptores de electrones externos (Varnero Moreno, 2011)

Hay distintos tipos de digestores anaeróbicos según su funcionamiento, por ejemplo, los de mezcla completa con y sin recirculación, filtro anaeróbico de flujo ascendente o descendente, reactor de lecho fluidizado y digestores de lote.

Los correspondientes a reactores de mezcla completa (ver figura 5) son los más utilizados para el tratamiento de residuos, estos se dividen en sin y con recirculación. Tienen la característica de que se da una distribución uniforme de sustrato y microorganismos, y a su vez si se regula la recirculación, se pueden conseguir tiempos de retención hidráulica más bajos. Asimismo existe el reactor con retención de biomasa en donde se utilizan filtros y lechos fluidizados como principio de funcionamiento (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), 2007).

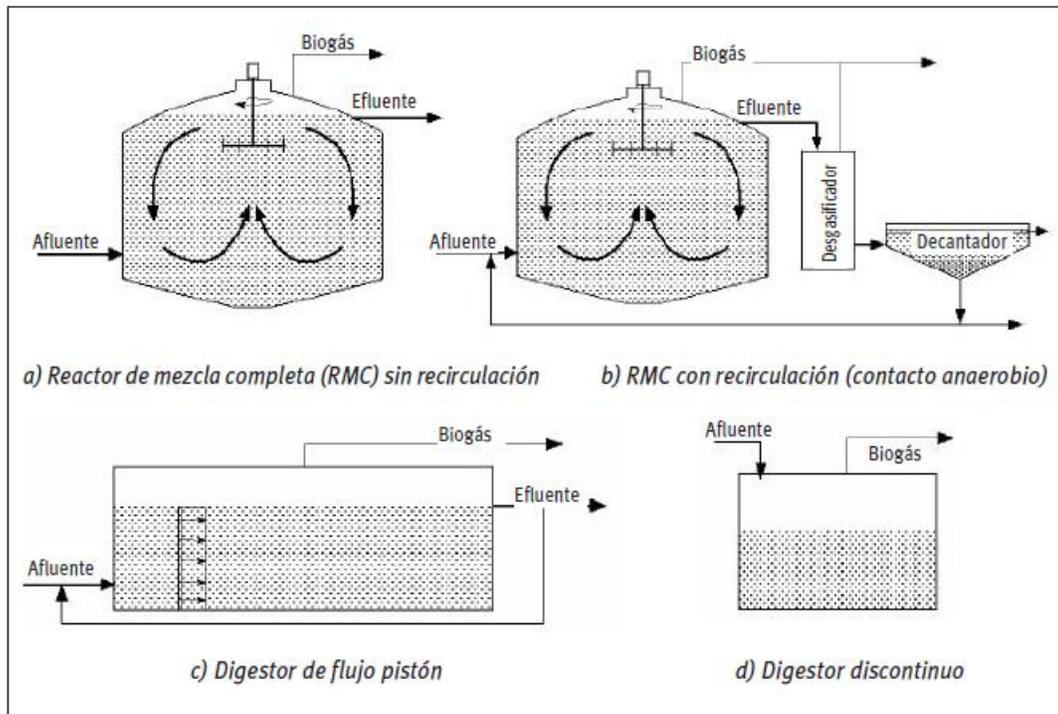


Figura 5. Esquema de reactores de mezcla completa

Fuente: IDAE, 2007

También se pueden clasificar en proceso de flujo ascendente de lodo anaeróbico, en donde las aguas residuales van del fondo del tanque hacia arriba mientras las bacterias convierten los desechos en metano. El filtro anaeróbico en donde los microorganismos se adhieren mientras se degradan las partículas, puede ser de flujo ascendente o descendente. Por su parte, el reactor de lecho fluidizado (ver figura 6) tiene un medio sólido donde están las bacterias, el agua residual se alimenta en la parte de abajo del reactor y fluye hacia arriba pasando a través del medio sólido (Liu, 2007).

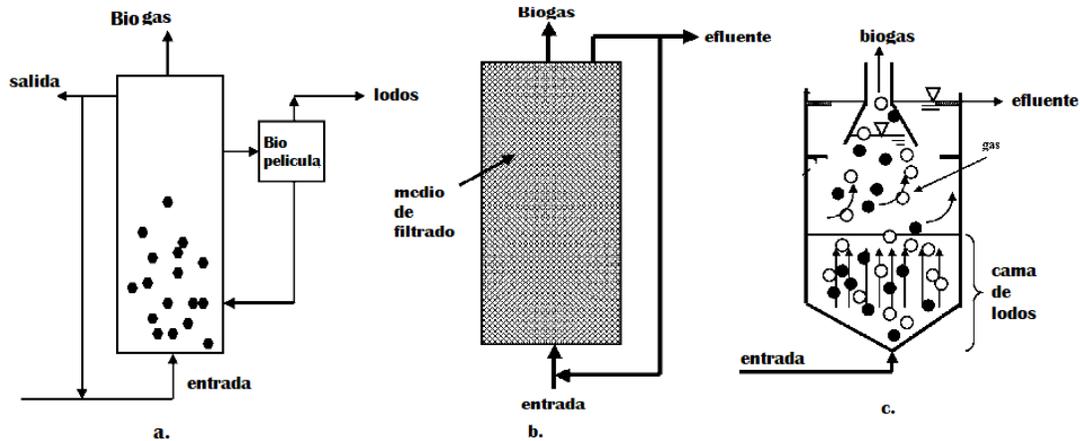


Figura 6. Tipos de digestores anaeróbicos (a. lecho fluidizado; b. filtro anaeróbico; c. flujo ascendente de lodo anaeróbico)

Fuente: Liu, 2007

Existen biodigestores de lote, los cuales se descargan cuando han dejado de producir biogás o cuando la biomasa está degradada; los semicontinuos, en donde se tratan pequeños sistemas de tipo doméstico; y el sistema continuo es cuando se tienen tratamientos de aguas negras, que consisten en plantas grandes en las cuales se emplean equipos industriales (Bautista, 2010).

Si se realiza el procedimiento por lotes, se debe considerar la incubación del inóculo, este tiene los microorganismos anaeróbicos que van a ser los que trabajen en la reducción de la materia orgánica proveniente del sustrato, el cual contiene carbono y energía para el desarrollo de los microorganismos. Esta mezcla debe contar con un pH neutro y lo recomendable es que esté a una temperatura específica, que normalmente es mesofílica o termofílica. Es importante tener un sistema control, este servirá como medio de comparación en la producción de gas que se posea en cada botella, la cual va a depender del sustrato o combinación de sustratos añadidos; también se evalúa la degradación de sólidos totales y

volátiles en el mismo, con el fin de determinar la tasa de producción (Raposo, De La Rubia, Fernández Cegrí y Borja, 2012).

En el proceso de la fermentación anaeróbica, existen diferentes y diversos microorganismos que se dividen en fermentativos, acetogénicos y metanogénicos. Asimismo, hay distintas fases dentro del proceso anaeróbico (ver figura 7), las cuales colaboran para tratar la materia orgánica hasta convertirla en el subproducto de interés, las mismas se describen a continuación:

1. Hidrólisis, es en donde las partículas orgánicas complejas como carbohidratos, proteínas y grasas son polimerizadas y se descomponen en monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos. Cuando los componentes son polímeros difíciles de descomponer, como la celulosa, esta se vuelve una etapa que limita la digestión de los desechos. La hidrólisis depende de parámetros como el tamaño de las partículas, pH, producción y adsorción de enzimas.
2. Acidogénesis, es la fase de acidificación en donde las bacterias convierten las sustancias solubles en agua, que son producto de la hidrólisis, en ácidos orgánicos de cadena corta, alcoholes, dióxido de carbono, hidrógeno y aldehídos. Los microorganismos anaeróbicos obtienen la energía de la descomposición de las proteínas que se convierten en aminoácidos y péptidos. Entre los productos de esta fase, están el amoníaco y sulfuro de hidrógeno.
3. Acetogénesis, convierte las partículas de la acidogénesis en compuestos más sencillos, los cuales son metabolizados para formar ácidos grasos volátiles que durante la acetanogénesis reducen los ácidos orgánicos transformándolos en alcoholes, hidrógeno

y dióxido de carbono. En esta fase se representa la eficiencia de la producción de biogás, ya que casi el 70 % del metano se produce a partir de la reducción de acetatos.

4. Metanogénesis, es producto de la acción de los microorganismos metanogénicos que pertenecen al grupo de las chibacterias y poseen características únicas. Generan metano a partir del ácido acético que se produjo anteriormente (Varnero Moreno, 2011; Olaya y González, 2009; Shah, Mahmood, Shah, Pervez y Asad, 2014; Gerardi, 2003).

Como productos de la digestión anaeróbica, se obtiene:

- Fermentación: CO_2
- Acidogénesis: H_2
- Acetogénesis: CH_3COOH
- Metanogénesis: CH_4 (Gómez Muñoz, 2012).

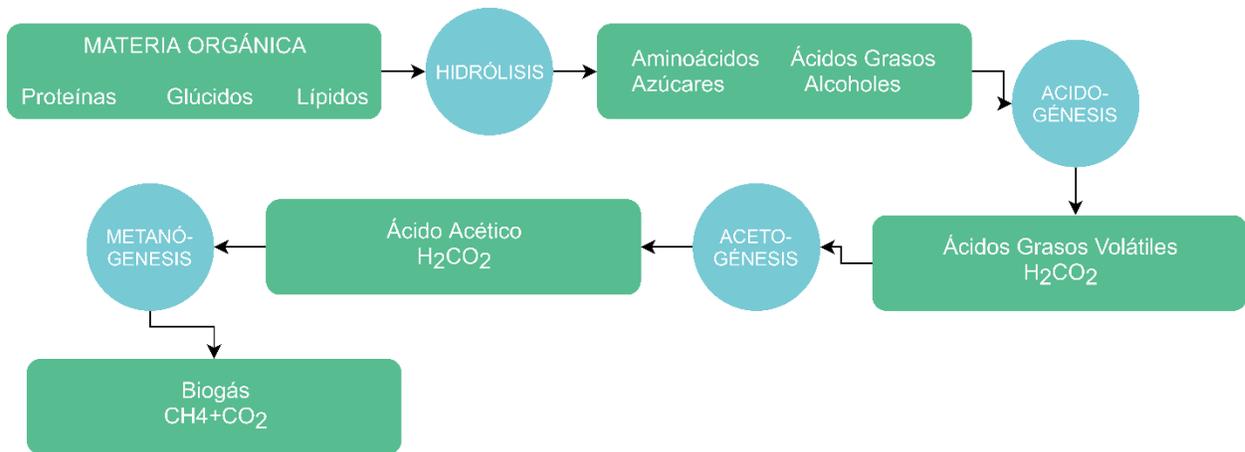


Figura 7. Diagrama de las fases del proceso anaeróbico

El proceso puede verse inhibido debido a la presencia de metales pesados, antibióticos y detergentes que en diferentes concentraciones pueden paralizar el proceso. Una alta concentración de nitrógeno y amoníaco destruye las bacterias metanogénicas. El pH en donde existe un mejor rendimiento está entre 7 y 8,5, normalmente las bacterias pueden neutralizar el

medio ya que se producen compuestos de bicarbonato dióxido de carbono y amonio amoníaco. Si se tiene un pH diferente en el ensayo, ácido en la mayoría de los casos, puede ser un indicador de que se ha dado un deterioro en el equilibrio de las bacterias (Burgos y Oporto, 2010).

Otro factor que puede afectar el rendimiento es el contenido de sólidos totales del sustrato. Debido a que entre más contenido de sólidos, menos eficiente es la producción de biogás; sin embargo, esto también puede depender de la calidad del inóculo (Burgos y Oporto, 2010).

A la hora de considerar el estudio de la codigestión de los materiales utilizados para el sistema de digestión, se debe tomar en cuenta la naturaleza de estos, especialmente su composición química (Paritosh, Kushwaha, Yadav, Pareek, Chawade y Vivekanand, 2017). Alimentos como los desechos de frutas y vegetales son los más atractivos para la digestión anaeróbica, estos trabajan junto con el agua residual y son muy empleados debido a que tienen alto contenido de sólidos volátiles y presentan un mayor nivel de biodegradabilidad que el agua residual. Es recomendable el porcentaje de codigestión entre 20 y 30 % entre estos dos sustratos (Yang et al., 2019).

Se ha demostrado que la implementación de residuos de alimentos como cosustrato para la digestión ayuda con el equilibrio de C/N de la mezcla, permitiendo que se genere un mejor ambiente y se reduzca la inhibición del amoníaco, que puede suceder cuando se utiliza estiércol de animales o agua residual. También se menciona que se puede dar un cambio de pH si se emplean residuos de alimentos dentro del digestor; al utilizar aguas residuales, este proceso puede verse disminuido, ayudando a la producción de metano (Chiu y Lo, 2016).

Si se quiere lograr una codigestión óptima, se deben estudiar las relaciones de mezcla entre los sustratos, y esto se puede conseguir por medio del estudio del aporte de C/N y los sólidos volátiles que brinda cada uno de los sustratos (Chiu y Lo, 2016).

Se conocen diversas maneras para pretratar los residuos de alimentos y que estos sean óptimos para su uso dentro de los digestores. Una de estas es pretratamiento mecánico, que incluye separar y disminuir grandes trozos de desechos, separar objetos no deseados. Asimismo, se hace uso del pretratamiento químico, el cual involucra la hidrolización del material, especialmente cuando este tiene grandes cantidades de vegetales y sustratos lignocelulósicos (Chiu y Lo, 2016).

Al emplear un sistema anaeróbico como tratamiento de aguas residuales y residuos, hay varios aspectos que pueden ayudar a determinar si el sistema es apto para los objetivos que se quieren lograr. Entre estos aspectos, se encuentra que no requiere energía para aireación, se tiene un porcentaje de metano del 65 % (Baccioli, Ferrari, Guiller, Yousfi, Vizza y Desideri, 2019), los costos de implementación y tiempos de retención son bajos, el lodo generado se encuentra estabilizado, el lodo activado se puede almacenar por meses, como productos se obtiene biogás que es idóneo para la producción de energía y el material digerido es una alternativa para fertilizantes, se da una reducción en la producción de gases de efecto invernadero cuando el biogás es utilizado o incinerado, parte del material orgánico que proviene del agua residual se convierte en biogás y estos sistemas asimilan tanto altas como bajas cargas orgánicas (Lorenzo Acosta y Obya Abreu, 2005)

Como desventajas del proceso, el periodo de estabilización del sistema toma un tiempo medio, el impacto ambiental por la generación de olores es moderado y para el tratamiento de agua residual es necesaria la aplicación de procesos complementarios que ayuden a alcanzar

los límites permitidos de descarga de efluentes (Sánchez, Patiño, Alcántara, Reyes, Pérez y Ortíz, 2016; Lorenzo Acosta y Obya Abreu, 2005).

El biogás es una mezcla de dióxido de carbono y metano que contiene impurezas, y su composición depende del material digerido y el funcionamiento del proceso. Los componentes de este gas son 50 %-65 % de metano, anhídrido carbónico en 35 %-45 %, nitrógeno en 0 %-3 %, hidrógeno en 1 %-3 %, oxígeno en 0 %-1 % y trazas de sulfuro de hidrógeno (Bautista, 2010). La materia prima es una de las consideraciones que se deben tomar para saber si la producción de biogás será efectiva. Este proceso requiere de fuentes de carbono y nitrógeno, así como de un equilibrio de sales minerales. Al respecto las sustancias orgánicas que provienen de aguas negras poseen esta proporción de manera adecuada. Por último, la temperatura del sustrato se puede realizar en tres rangos según los microorganismos presentes, de este modo puede ser psicrófila (<20 °C), mesófila (20 °C–40 °C) y termófila (>40 °C) (Hilbert, 2017).

El biogás puede emplearse en equipos comerciales que mezclado con aire puede ser quemado, y también puede producir electricidad, calor, iluminación o potencia mecánica. Este gas tiene un rendimiento del 30 al 90% dependiendo del uso que se le quiera dar (Bautista, 2010).

2.3.1 Potencial bioquímico de metano (PBM)

Como alternativa para el proceso anaeróbico en un digestor de gran tamaño, se encuentra el ensayo de potencial bioquímico de metano, el cual proporciona una medida de qué tanto se efectúa la digestión anaeróbica de un sustrato específico. Por lo general tiene una duración de 30 días y en específico consiste en un sistema por lotes en donde se analiza la

materia prima en condiciones controladas. Su objetivo es determinar la concentración de sustancias orgánicas que pueden ser convertidas en metano, por lo cual mediante este ensayo se evalúa el potencial del sustrato para el proceso.

De esta forma, es un sistema para una rápida toma de decisiones y se puede llevar a cabo por repeticiones o réplicas, y así hacer comparaciones relativas entre productos sobre su digestibilidad anaeróbica y la producción de biogás.

Para realizar este ensayo se cuenta con diferentes procedimientos de manejo del experimento en donde se puede variar la relación sustrato:inóculo y modificar la temperatura, el pH, el tamaño de partícula del sustrato y la agitación (Sánchez et al., 2016).

Es importante tomar en cuenta la relación entre los desechos de comida y la masa producida por la metanogénesis, ya que al tener solo desechos de comida se puede inhibir la metanogénesis; por consiguiente, es común que estos residuos se mezclen con aguas negras municipales.

Mediante los ensayos de potencial bioquímico de metano, se pueden probar las proporciones de la demanda química de oxígeno del sustrato y el inóculo que se debe utilizar en el digestor anaeróbico, para determinar cuál de estas es la ideal en la producción de metano. Para llegar a los resultados, se miden parámetros como la demanda química de oxígeno total, sólidos totales, sólidos volátiles y pH al inicio de la prueba.

Al realizar este estudio, se puede tener clara la relación entre estos dos parámetros (desperdicio e inóculo) y obtener una idea del rendimiento en la digestión de este sustrato. Si se cuenta con una alta proporción DQO de desechos de alimentos versus los sólidos volátiles del inóculo del digestor anaeróbico, se logra un mayor volumen de producción de metano, por

lo cual se debe buscar un balance entre lo que se puede fermentar y la alcalinidad del digester anaeróbico (Hobbs, Landis, Rittmann, Young y Parameswaran, 2018).

En el ensayo de PBM se produce metano endógeno, el cual genera el inóculo, este se contabiliza en las botellas de control y se debe restar de la producción total de metano originado por cada botella del ensayo. Después de efectuar la corrección en la producción de metano, los resultados se deben normalizar para obtener volumen de gas por masa de DQO del ensayo y con esto se lleva a cabo la comparación entre escenarios (Moody, Burns, Wuhaan y Robert, 1996).

El inóculo que se utiliza en estos ensayos debe cumplir parámetros con el fin de saber que tiene la calidad requerida para el sistema. Estos inóculos normalmente vienen de plantas agrícolas de biogás y plantas de tratamiento de residuos. Es importante tomar en cuenta el sustrato por emplear en el ensayo para saber cuál inóculo tendrá el mejor comportamiento si se requieren tiempos menores de duración del ensayo, debido a que un sustrato que ya esté adaptado al inóculo será más eficiente (Koch, Lippert y Drewes, 2017).

El inóculo puede venir de muchas fuentes y, por ende, llevar a diferentes resultados de biodegradación ya que posee diferentes niveles de concentración de microorganismos. Con frecuencia se utiliza inóculo de plantas de tratamiento de agua residual para las investigaciones, pues se puede conseguir prácticamente en todos los países y tiene características comunes entre sí. Por lo general, entre más concentración de inóculo se tenga en el sistema, mayor es la digestión del sustrato y el ensayo se completa en menor tiempo. Durante el ensayo de PBM es importante la etapa de adaptación del sistema, debido a que se da el proceso de afinidad de los microorganismos por el sustrato con que se les está alimentando (Raposo et al., 2012).

Si el sustrato corresponde a restos de comida, el rendimiento con los inóculos de plantas de tratamiento de residuos biológicos normalmente se tiene en un tiempo corto de adaptación y se produce biogás por un tiempo considerable, ya que este inóculo está en contacto con material que es fácilmente degradable. Por lo tanto, es importante que haya una relación entre las materias que son tratadas en el lugar de donde se extrae el inóculo para el sistema (Koch et al., 2017).

En los ensayos de PBM hay factores que pueden influir, estos pueden estar relacionados con el sustrato, el inóculo, la manera en que se tomen los datos y las condiciones en las que se desarrolle el experimento (ver figura 8). Es importante reportar todos estos escenarios para así tener una visión del sistema y saber si se pueden efectuar comparaciones a futuro con otros similares (Sánchez Reyes et al., 2016).

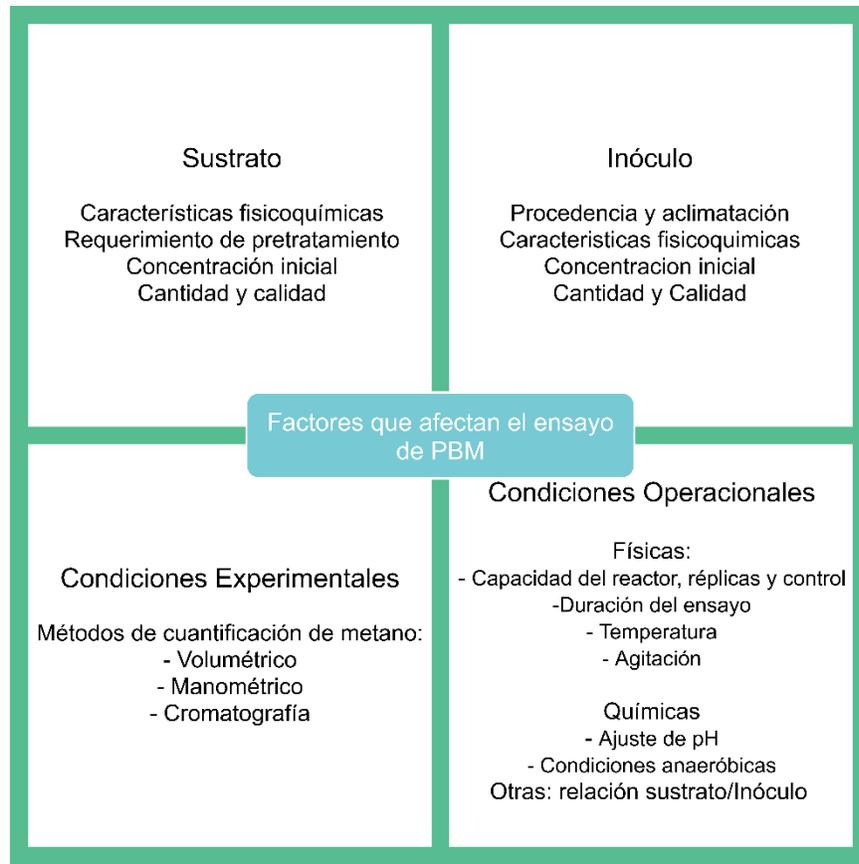


Figura 8. Factores que influyen en el ensayo de PBM

En la Universidad Técnica de München en Alemania, se desarrolló un estudio en el cual se combinó agua municipal residual y desechos de comida. El ensayo se realizó durante 25 días en un régimen mesofílico (alrededor de 38 °C) y se analizaba la producción de metano. En este estudio se seleccionó una relación sustrato:inóculo de 1:2 según los sólidos volátiles. Como aporte de la investigación, se obtuvo que para la digestión de lodos con desperdicios de alimentos es recomendable que se tenga no más de 35 % de sólidos volátiles en la mezcla con el fin de conseguir un mayor rendimiento y una producción acelerada de metano (Koch, Helmreich y Drewes, 2015).

Como sustrato también se puede hacer uso de un material que sea un problema en alguna industria, por ejemplo las cáscaras de banano, que suelen ser un residuo al que no se le

da valor económico en procesos de transformación del producto. En Tailandia se tienen grandes cantidades de residuos de banano a causa de su gran escala de producción, por lo cual se llevó a cabo un estudio en donde se utilizaron como sustrato para un sistema de lotes de producción de metano. Este se desarrolló en condiciones mesofílicas a 37 °C, a un pH de 7 y con una duración de 180 horas y se indicó que el tratamiento que se les da a las cáscaras, en este caso el corte, es relevante debido a que entre más pequeño es el material, más fácil para que los microorganismos puedan descomponerlo (Pisutpaisal, Boonyawanich y Saowaluck, 2014).

Los residuos de cocina de igual modo son objeto de estudio para ensayos de PBM, estos se obtienen de los desperdicios de las cocinas y lugares donde se comercializan alimentos, y tienen la característica de ser altamente biodegradables. Después de un ensayo de quince días, los resultados demostraron que la materia orgánica se va degradando conforme transcurre el tiempo, por consiguiente los sólidos totales y volátiles disminuyen, el DQO asimismo se reduce de manera significativa los primeros días del ensayo. En el ensayo se determinó que la duración de la etapa de acidogénesis e hidrólisis se da entre los días uno a once, y la metanogénesis se estabiliza en los días once a quince debido a que se tiene un aumento en la producción de biogás en este periodo. La relación de sustrato:inóculo que mostró más valor de PBM fue 1:3, por lo que se concluyó que si se agrega más cantidad de inóculo y menos de sustrato, se tiene una mejor adaptación y funcionamiento (Sánchez et al., 2016).

En todos los estudios antes mencionados, se tiene una curva de producción de biogás que es similar a la curva presentada en la figura 9. Esta curva es el acumulado del biogás producido durante todo el ensayo, en la misma se pueden visualizar las etapas de la

producción, donde al inicio se genera constantemente, entonces ocurre una fase de crecimiento para luego llegar a una fase de estabilización, en la cual el biogás producido es mínimo o nulo porque las bacterias ya no tienen alimento para consumir (Gruduls, Balina, Ivanovs y Romagnoli, 2018).

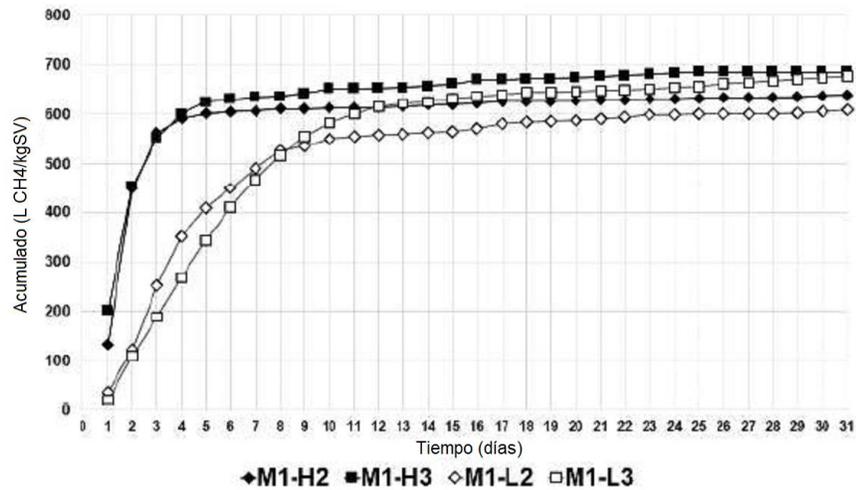


Figura 9. Dinámica de producción de metano

Fuente: Gruduls et al., 2018

Como protocolo para ejecutar un ensayo de PBM, se necesitan ciertos materiales que hacen que la prueba no tenga inconvenientes en su desarrollo. Se utilizan botellas tipo serum y jeringas de vidrio de 30 cc y 100 cc para la contabilización del biogás. Se efectúa un triplicado de cada escenario para tener variabilidad en las muestras. Se caracteriza la materia prima por aparte y también las mezclas que se realizan para cada botella antes y después de la digestión, que se desarrolla durante 720 horas, o cuando la producción de biogás sea insignificante (Faivor y Kirk, 2011; Moody, 2010).

2.4 Tratamiento secundario: electrocoagulación

Hay diversos tipos de tratamientos secundarios en donde se desarrollan procesos que dan resultados positivos y eficientes a la hora de trabajar en la remoción de materia orgánica y sólidos del efluente. Se tienen tratamientos que involucran aireación, así como se cuenta con sedimentadores o clarificadores secundarios. Cuando el líquido fue tratado por un sistema primario, ya se han removido del 40 al 60 % de los sólidos de la mezcla y el proceso secundario se encarga de reducir los contaminantes aún más.

El sistema secundario propuesto en este proyecto es la electrocoagulación, el cual es un proceso en donde se aplican los principios de la coagulación, pero sin el uso de un químico. Este sistema corresponde a un reactor que contiene una celda electrolítica, en la que los elementos conductores de corriente (cátodos y ánodos) son sumergidos en el fluido por tratar, el cual contiene los contaminantes o sustancias por remover.

Este sistema se ha practicado desde el siglo XX y fue patentado en Estados Unidos en el año 1904 por Elmore según la patente 13,578. Se ha utilizado en Estados Unidos desde 1906, sin embargo, en la última década esta tecnología se ha desarrollado en mayor medida para el tratamiento de aguas residuales en América del Sur y Europa, en donde se han logrado mejores resultados en comparación al resto de países en los que se ha aplicado, debido al empleo de diferentes variaciones de esta técnica. Las aplicaciones han sido industriales y son de alta competitividad al alcanzar resultados exitosos. Esta es una tecnología alternativa que se caracteriza por ser limpia y gracias a su aplicación se ha conservado el recurso hídrico (Sahu, Mazumdar y Chaudhari, 2014; Beltrán, 2015).

Para que el sistema funcione, se requiere una fuente de electricidad externa, la cual origina las reacciones para que se dé un flujo de electrones entre los electrodos y el efluente,

este último va a producir una reducción en el cátodo y la oxidación en el ánodo. Cuando esto ocurre, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que se precipitan o flotan, y gracias a esto su remoción es más fácil de hacer por medio de un método de separación secundario, que se define de acuerdo con el espacio y tecnología a disposición (Restrepo, Arango y Garcés, 2006).

En este proceso también sucede la electroflotación, en la cual los contaminantes flotan a la superficie por medio de burbujas de hidrógeno y oxígeno que se generan de la electrólisis del agua (Chen, 2004). Los lodos que se forman en el proceso pueden depositarse en la parte superior del recipiente (flotar) si su densidad es baja y, por el contrario, precipitar cuando la densidad es alta (Arango y Garcés, 2007).

Los coagulantes se originan de manera *in situ*, en donde se disuelven eléctricamente los iones de los electrodos, ya sean de aluminio o hierro. En el ánodo se generan los iones metálicos y el gas hidrógeno es liberado del cátodo. Este gas ayuda a las partículas a flotar fuera del agua para ser removidas de forma sencilla (Chen, 2004).

Dependiendo de la orientación del electrodo, se puede tener un sistema horizontal o vertical. Es posible utilizar placas planas o cuerpos cilíndricos, esto a convenir de la compra de materiales, o de la manera en que sea más eficiente acomodarlas en el tanque de electrocoagulación.

El sistema de electrocoagulación que más se adapta a un bajo costo es el que trabaja por lotes y tiene los electrodos colocados verticalmente. En este se agrega el efluente por cantidades para que sea tratado mediante electrocoagulación por un lapso específico de tiempo.

En el sistema de electrocoagulación se llevan a cabo tres etapas, la primera es donde por medio de oxidación electrolítica del ánodo se forma el coagulante. En la segunda etapa se da la desestabilización de los contaminantes, suspensión de partículas y rotura de emulsiones. Y como tercera y última etapa ocurre la formación de las aglomeraciones de las partículas del contaminante que se desestabilizaron y crearon flóculos (Mollah, Morkovsky, Gomes, Kesmez, Parga y Cocke, 2004).

Este sistema produce lodos debido a la desestabilización de las partículas, estos flóculos son frágiles y propensos a fragmentarse; además, si se utilizan electrodos de hierro, estos tienden a ser amorfos y nanocristalinos y contienen trazas de este metal (Lee y Gagnon, 2014).

Estos sistemas de tratamiento son ventajosos en comparación con los métodos químicos de remoción de sólidos gracias a los beneficios ambientales, el uso eficiente de la energía, la seguridad de que es un sistema que disminuye el grado de contaminación en el agua tratada; asimismo, es un equipo fácil de utilizar y de automatizar y es de bajo costo de implementación.

Cabe mencionar que el mantenimiento del equipo es de bajo costo y fácil de realizar, ya que no cuenta con partes mecánicas. Por otro lado, los lodos y espumas del sistema son estables y pueden ser removidos con facilidad. También, el procedimiento de limpieza de los electrodos puede llevarse a cabo de diversas maneras, una de estas es lavar las barras de metal con acetona para eliminar sustancias grasosas e impurezas de la superficie o sumergirse en una solución de HCL por cinco minutos. Cuando el procedimiento de EC se realice, es recomendable lavar los electrodos a detalle para eliminar residuos de la superficie (Koby, Bayramoglu y Eyvaz, 2007; Mollah et al., 2004).

2.4.1 Equipo de electrocoagulación

Un electrocoagulador (ver figura 10) consta de un reactor en donde ocurre el proceso, este se diseña a nivel de laboratorio y se efectúa un proceso discontinuo por lotes, es decir que se deben tomar en cuenta las características del contaminante, la concentración y la cantidad de agua que se quiere tratar cada vez que se lleve a cabo un lote. A la hora de diseñar las dimensiones del reactor, de igual forma es importante considerar las secciones en las cuales se vayan a depositar los lodos, ya sea que precipiten o floten, pues se necesita incluir espacio para esto. Cuando el reactor se diseña a una escala mayor, se debe abarcar el lugar donde se va a posicionar el equipo, así como los requerimientos de volumen, tanto del efluente por tratar como de los lodos.

La fuente de poder que se utilice es externa y es necesario que alcance los valores requeridos de amperaje y voltaje para el desarrollo de los ensayos. El área superficial de los electrodos también tiene que tomarse en cuenta, además de la manera en que van a ir conectados entre sí, ya sea de forma paralela o en serie. Cada una de las partes importantes para el diseño y desarrollo del experimento es detallada en los apartados siguientes.

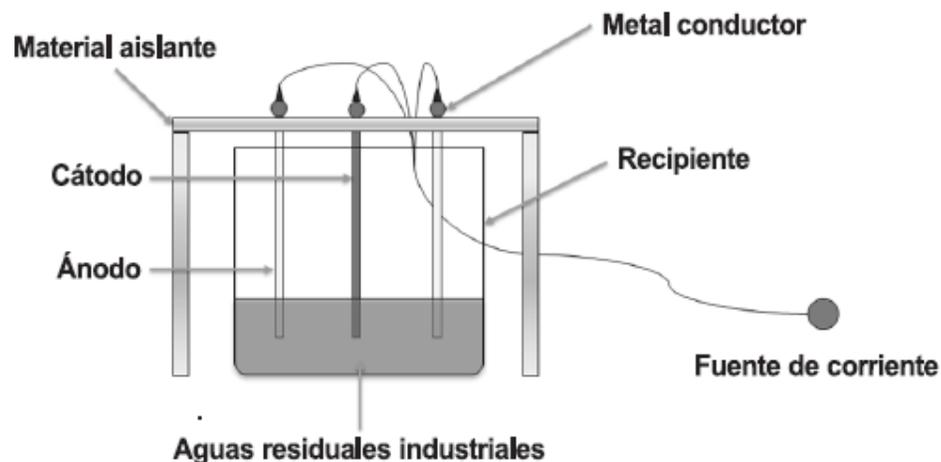


Figura 10. Sistema de electrocoagulación

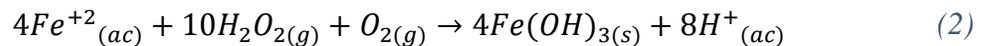
2.4.1.1 Material del electrodo

El material de las placas normalmente se compone de un metal que hace el trabajo de cátodo y otro de ánodo. Con frecuencia se utiliza hierro, cobre o aluminio; el primero tiene una polaridad positiva y puede emplearse como el ánodo, y el segundo posee una polaridad negativa que se puede usar como cátodo. En la mayoría de los casos el material de estos elementos es hierro, debido a que se deben cambiar con frecuencia moderada y el hierro es de bajo costo en comparación a otros materiales conductores de electricidad.

En los electrodos se producen iones, los que hacen el trabajo del ánodo son llamados electrodos de sacrificio debido a que pierden los iones (polo positivo) y el metal se disuelve al utilizarlos (Beltrán, 2015).

Cuando se usa hierro como ánodo, se pueden formar dos posibles coagulantes: hidróxido ferroso $Fe(OH)_2$ o hidróxido férrico $Fe(OH)_3$. Las ecuaciones de los mecanismos que se presentan en el proceso son las siguientes de acuerdo con Restrepo et al. (2006):

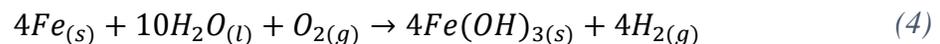
Si se da la formación de hidróxido férrico, en el ánodo ocurre:



En el cátodo sucede:



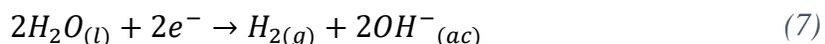
Y como reacción global del mecanismo se tiene:



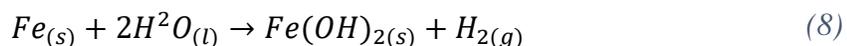
Si por el contrario se da la formación de hidróxido ferroso en el ánodo, se llevan a cabo las siguientes reacciones:



En el cátodo:



Y como reacción global se tiene:



En la figura 11 se muestran en un diagrama los procesos que ocurren durante la electrocoagulación. En este reactor cuando es aplicada la corriente por medio de una fuente de poder externa, el material del ánodo se empieza a oxidar mientras que en el cátodo sucede la reducción del metal. Parte del contaminante sube a la superficie debido a que su densidad es menor a la densidad del efluente, y la otra parte precipita a causa de su mayor densidad (Mollah et al., 2004).

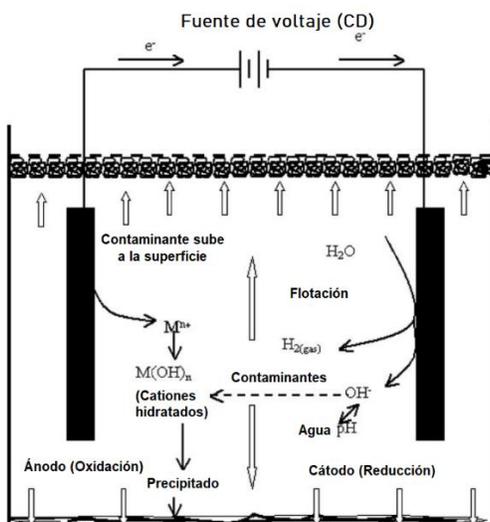


Figura 11. Diagrama de las reacciones que ocurren en una celda de electrocoagulación

Fuente: Molla et al., 2014

Cabe señalar que la electrocoagulación está asociada con la electroflotación, porque se producen burbujas de hidrógeno en el cátodo y burbujas de oxígeno en el ánodo. Asimismo, el éxito del proceso puede determinarse por el tamaño de las burbujas y la mezcla de estas con el agua residual. Sabiendo que las burbujas más pequeñas tienen más superficie de contacto, los contaminantes se van a adherir mejor a estas, obteniendo como resultado una mejor separación y mayor eficiencia del proceso (Mollah et al., 2004).

2.4.1.2 Relación entre área de contacto de las placas y volumen de agua por tratar

Para el diseño de las placas, existen diferentes formas y tamaños que pueden funcionar dependiendo de la cantidad de volumen que se quiere tratar. Se han utilizado electrodos de manera cilíndrica, rectangular, placas planas rectangulares y planas. Y entre las mismas hay espaciamientos desde los 3 cm hasta 1 cm (Lee y Gagnon, 2014).

En un estudio realizado en Colombia, se planteó un procedimiento en donde se utilizó un área de contacto de 36 cm^2 para tratar un volumen de agua residual de 10 litros, para esto se presentó una relación de $0,37 \text{ m}^2/\text{m}^3$. También se menciona que la separación entre las barras fue de 5 cm, sin embargo, a causa de las características del agua, entre estas el pH ácido que presentaba, se produjo que el procedimiento no desarrollara de la manera esperada la producción de flóculos (Morales, 2010).

En casos especiales como aguas residuales con arsénico, la relación área/volumen puede ser mucho más alta, como el estudio de Hansen, Núñez, Raboy, Schippacasse y Grandon (2007), el cual determinó que el rango de la relación entre área/volumen debía estar en $6,5$ y $50 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Los autores encontraron que esta relación puede variar según las características que presente el agua, pues si esta posee un valor de pH ácido (entre 5 y 6), la

relación eficiente estaba en alrededor de $7,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Yetilmezsoy, Ilhan, Sapci Zengin, Sakar y Gonullu, 2009).

Entre los factores que afectan la electrocoagulación, se encuentra el pH, el cual varía durante el proceso de electrocoagulación y esto depende del material del cual estén hechos los electrodos y el pH inicial del agua. En el cátodo se genera hidrógeno y por esta razón si el agua residual por tratar es ácida, el pH de esta suele incrementarse. También varía dependiendo de los contaminantes que se manifiestan en el agua residual. Por lo general, las mejores remociones se han observado en aguas residuales con valores de pH cercanos a 7 (Restrepo et al., 2006). El pH influye en el proceso que se lleva a cabo para la formación del hidróxido, al cambiar la eficiencia de la corriente aplicada en el proceso de la solubilidad del metal del que está hecho el electrodo (Beltrán, 2015).

Otros autores mencionan que la relación entre el área de electrodos y volumen por tratar debe tener valores de $16 \text{ m}^2/\text{m}^3$, $18,8 \text{ m}^2/\text{m}^3$, $42,5 \text{ m}^2/\text{m}^3$ y $30,8 \text{ m}^2/\text{m}^3$; no obstante, se especifica que para un alcance más riguroso de eficiencia, se deben establecer características para cada reactor que se quiera diseñar. También es importante considerar que para pasar de un sistema de laboratorio a un sistema a escala industrial, se deben tomar en cuenta parámetros adimensionales, como el número de Reynolds para el régimen del fluido, el número de Froude para la flotabilidad, los criterios de Weber para la tensión superficial y la similitud geométrica para garantizar el tamaño y volumen correctos a la hora de hacer más grande el prototipo (Holt, Barton y Mitchell, 2006; Zuo, Chen, Li y Chen, 2008).

En otros dos estudios se utilizó una relación óptima de área de los electrodos y volumen del reactor de $12,4 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Chen, Liu y Liao, 2016; Liu, Stromberg, Liu, Liao y Liu, 2015). Para la realización del presente trabajo de graduación, se eligió esta relación

(12,4 m²/m³) como guía para el diseño geométrico del reactor y de los electrodos, debido a que las características del agua residual fueron similares al agua que se utilizó en el desarrollo de este trabajo (ambas son aguas residuales de plantas de tratamiento) y se presentaron valores de remoción eficientes. Se debe considerar que esta relación también depende de las dimensiones de los materiales disponibles que funcionan como electrodos.

2.4.1.3 Suministro de corriente y voltaje

Un parámetro relevante en la utilización de este sistema es el suministro de corriente, donde se tiene una masa electroquímica mayor para el hierro que para el aluminio (1041 mg/Ah y 335,6 mg/Ah respectivamente). Si se aplica una corriente mayor a la necesaria, se corre el riesgo de calentar el agua y gastar energía eléctrica de manera ineficiente. Investigaciones recomiendan que para un correcto funcionamiento del sistema se utilice una densidad de corriente de 20-25 A/m² (Chen, 2004; Restrepo et al., 2006).

Cuando se utiliza una fuente de poder de corriente directa, el proceso se puede llevar a cabo con voltaje constante, permitiendo que la corriente fluctúe. O por el contrario con corriente constante, en donde el voltaje será el que varíe. Esta última configuración posibilita una mejor dosificación de cationes debido a que esto se puede controlar por medio de la ley de Faraday (Lee y Gagnon, 2014).

La ley de Faraday establece que el proceso ocurre cuando la cantidad de sustancias formadas en un electrodo es proporcional a las cargas que pasan a través del sistema y el número total de la sustancia formada está relacionada estequiométricamente con la cantidad de electricidad puesta en el sistema. Esto se ilustra en la ecuación 9, en donde m es la masa en gramos de la sustancia producida en el electrodo, I es la corriente eléctrica en Amperios, t es

el tiempo transcurrido en segundos, M es la masa molar de la sustancia ($\frac{g}{mol}$) y n es el número de valencia de la sustancia ($\frac{e^-}{mol}$):

$$m = \frac{I \cdot t}{96500} \cdot \frac{M}{n} \quad (9)$$

Para establecer la corriente a partir de un voltaje y una resistencia, se utiliza la Ley de Ohm (ecuación 10), la cual señala que el flujo de corriente que circula por un circuito cerrado es directamente proporcional al voltaje aplicado, e inversamente proporcional a la resistencia en ohm de la carga que se tiene conectada.

$$I = \frac{V}{R} \quad (10)$$

También se conoce que la caída de corriente puede minimizarse al disminuir la distancia entre los electrodos, así como aumentar el área de la sección transversal de estos. Otro mecanismo es la adición de sustancias que aumenten la conductividad del agua que se quiere tratar (Mollah et al., 2004).

Se debe buscar que la caída de corriente siempre sea lo mínima posible para tener más eficiencia energética en el proceso. Otro aspecto por considerar es que se debe minimizar la acumulación de burbujas entre los electrodos y evitar que se detenga el proceso a causa de la acumulación de contaminantes e impedimento de transferencia de masa, al no haber contacto suficiente entre las placas y el agua residual (Mollah et al., 2004).

La manera de la conexión de los electrodos debe ser tomada en cuenta para el diseño, al respecto se tienen dos tipos de configuraciones: paralela y bipolar. En la configuración paralela todos los electrodos están conectados a la fuente de poder; lo contrario pasa en la bipolar, en donde se crea un circuito en serie. Esta configuración (bipolar) consume más

energía, pero es la que funciona de forma más eficiente en el tratamiento de aguas residuales que tienen una conductividad alta (Lee y Gagnon, 2014).

El tiempo de retención en la celda de electrocoagulación es un parámetro que se debe medir para observar y determinar cuándo el proceso llegó a su nivel óptimo. Entre mayor es el tiempo, mayor es la remoción de contaminantes; no obstante, después de un tiempo de retención, el sistema se estabiliza, por lo que si se determina ese punto, se puede ahorrar en energía invertida en el proceso (Lee y Gagnon, 2014).

Según un estudio para el efluente de un digestor anaeróbico, la corriente óptima determinada en los ensayos corresponde a 2 amperios para un tiempo de 60 minutos, esto tratando 500 ml de efluente, en donde se obtuvieron resultados eficientes bajando el DQO y el contenido de sólidos totales del líquido tratado (Liu et al., 2015). Hay que valorar las características físicas y químicas del agua que se quiere tratar, como por ejemplo, la concentración del contaminante, el volumen, el pH y la conductividad.

En este trabajo se tomaron en cuenta diferentes referencias, en donde para un volumen de dos litros se utilizaron corrientes desde 1 A hasta 6 A; este valor dependía del tiempo de retención hidráulica. En relación con esto, entre más corriente se le aplicara, menos sería este tiempo de exposición al tratamiento. Se eligió un valor intermedio de 2,5 A y un tiempo de retención de hasta 60 minutos, pero en este lapso de tiempo se obtuvieron muestras y se valoró el tiempo más eficiente (Adhoum, Monser, Bellakhal y Belgaied, 2004).

2.4.2 Ventajas y desventajas de la electrocoagulación

Entre las ventajas que presenta la electrocoagulación, se pueden mencionar las siguientes:

- Se puede escalar a amplia variedad de tamaños.
- Purifica el agua y permite su reincorporación al sistema.
- Reduce contaminación de cuerpos de agua.
- Alta remoción de diversos contaminantes.
- Puede desestabilizar partículas coloidales muy pequeñas dentro del agua residual, por lo que tiene mayor eficiencia en comparación con métodos convencionales de coagulación química.
- Genera lodos compactos y en menor cantidad.
- No se usan productos químicos.
- Equipos simples y de fácil operación.
- Los electrodos, al ser de un metal sólido, son fáciles de almacenar y mover, por lo que se puede trabajar en áreas remotas y realizar el proceso en situaciones de emergencia.
- El agua obtenida tiene poca cantidad de sólidos disueltos, en comparación a las tratadas con químicos.
- Los contaminantes se movilizan por medio de las burbujas a la superficie del agua y pueden ser removidos con mayor facilidad (Mollah et al., 2004; Lee y Gagnon, 2014).

El proceso, como todos los sistemas, posee desventajas, entre las cuales se pueden citar:

- No se obtiene agua potable, debido a que para esto se necesita un paso extra de desinfección.
- Los electrodos deben reponerse cada cierto tiempo dependiendo del uso que se les dé.
- El material del cual esté hecho el electrodo quedará en los lodos del sistema.

- Se requiere poca conductividad eléctrica, por lo tanto el agua que es conveniente tratar es la que tiene mayor cantidad de sólidos totales, limitando su uso a este tipo de agua residual solamente.
- Si no se busca una fuente alternativa de energía eléctrica, el proceso puede llegar a ser muy costoso (Mollah et al., 2004; Lee y Gagnon, 2014).

2.4.3 Aplicaciones de la electrocoagulación

Este sistema secundario es muy utilizado en plantas textiles, en donde se obtienen aguas cargadas de color, con altos niveles de demanda química de oxígeno y pH muy irregulares; por lo tanto, se aplica esta técnica para volverle a dar al agua características que le permitan a la fábrica verter las aguas en los ríos o volverlas a utilizar en los procesos internos de la industria (Bayramoglu, Kobya, Can y Sozbir, 2004).

En el caso del agua que está en un medio ácido y proviene de la industria textil, se determina que para remover turbiedad y bajar la concentración de DQO, las eficiencias del aluminio deben ser más altas que las del hierro. Si se tiene una alta conductividad, se presentan altos rendimientos y bajo costo operativo, porque el hierro requiere una corriente más baja que el aluminio; no obstante, el consumo de electrodos, la mayoría del tiempo, es más bajo con el aluminio. Debido a esto hay que realizar un balance entre lo que más encarece el procedimiento, si la compra de electrodos o la utilización de la electricidad para el funcionamiento del equipo (Bayramoglu et al., 2004).

Otra aplicación de este sistema secundario es para efluentes que provienen de la producción de productos de lácteos. Estos se caracterizan por tener altas concentraciones de DBO, DQO y tienen niveles altos de grasas, nutrientes, lactosa, agentes desinfectantes y detergentes. Al respecto, se efectuó un estudio en donde se elaboró un sistema que constó de

20 placas de aluminio con medidas de 49,3 x 25 x 25 cm y el reactor operaba con 25,8 litros, se utilizó una corriente de 2,5 A y un voltaje de 30 V. En esta situación se tuvo una alta remoción de sólidos del efluente, lo cual permitió comprobar que el sistema también es ideal para aguas con altas cargas orgánicas (Dieudonné et al., 2017).

La industria metalúrgica e industria de fertilizantes han optado por el uso de electrocoagulación para tratar sus aguas residuales. En estas se da la presencia de elementos como el cromo (+6), el cual tiene una alta toxicidad. Al aplicar esta tecnología en combinación con la electroflotación, se ha podido remover el cromo del agua residual y se han obtenido resultados por debajo de 0,5 ppm de este contaminante (Restrepo et al., 2006).

La industria mecánica, refinería y talleres de reparación automotriz, distribución y almacenamiento de aceites producen aguas residuales que tienen materiales aceitosos. Estas poseen la característica de presentar estabilidad en las emulsiones agua aceite que albergan, lo que se traduce a un problema ambiental considerable. El sistema de electrocoagulación es efectivo al desestabilizar estas emulsiones, por lo que se pueden remover los aceites y grasas del agua residual con altas eficiencias (Restrepo et al., 2006).

La electrocoagulación además se ha estudiado para remover lubricantes refrigerantes por medio de la electrólisis, en donde se pueden reducir los niveles de cobre de 8 gramos por decímetro cúbico a 1 mg por decímetro cúbico. La desventaja que se encontró en el estudio fue el alto voltaje de la celda, debido a que el aceite se adhería a los electrodos y reducía su eficiencia. También se determinó que la combinación de electrólisis y electrocoagulación resultaba en soluciones transparentes y con un bajo contenido de cobre y materia orgánica (Bergmann, Rittel, Iourtchouk, Schoeps y Bouzek, 2003).

La industria de la producción de aceite de oliva usualmente utiliza grandes cantidades de agua para su proceso y estas aguas residuales están cargadas de materias orgánicas como azúcares, taninos, pectinas, lípidos y sustancias fenólicas, generando que el agua tenga altos valores de DQO y DBO. Por medio de la electrocoagulación, se logra reducir hasta en un 95 % el color oscuro del agua, 91 % el polifenol y en 76 % el DQO. En el estudio se demostró asimismo que el pH del agua residual proveniente del proceso del aceite de oliva tiene un pH apropiado para un alta eficiencia del sistema de remoción, y como resultado se consiguen pH finales que son muy cercanos al neutro por lo que se puede descargar el agua directamente en los cuerpos de agua permitidos (Adhoum y Monser, 2004).

El agua residual de los restaurantes por lo general posee altos contenidos de aceite y grasas, por lo tanto el uso de electrocoagulación también puede ser eficiente en el tratamiento de este efluente. Al respecto, se realizó un estudio en restaurantes que estaban localizados en Hong Kong, la muestra utilizada contenía agua que provenía de la limpieza de las carnes y vegetales, del fregadero donde se lavaban platos y utensilios en general y de la limpieza de los pisos. El agua contenía valores de DQO hasta de 4 240 mg/l y de sólidos totales hasta 1 300 mg/l. En este estudio se empleó electrocoagulación y electroflotación, y se obtuvieron remociones altas de hasta 98 % en DQO y sólidos totales utilizando un tiempo de retención menor a 4,5 minutos (Chen, Chen y Yue, 2000).

Este sistema además puede ser utilizado con aguas residuales domésticas, las cuales se caracterizan por tener altos niveles de detergentes y carga orgánica. En estudios se reportaron altos niveles de remoción de DQO, con frecuencia la conductividad de estas es alta y también hay cloruro que ayuda a la oxidación de los iones. Si se aplica este tratamiento, se pueden obtener resultados positivos en la remoción de sólidos totales, así como la disminución de la

turbiedad en el agua. Por último, se reportó hasta un 94 % de remoción de sólidos totales en 50 minutos con una corriente de 0,8 A como se muestra en el gráfico de la figura 12 (Bukhari, 2008; Rodrigo, Ca, Buitrón y Sáez, 2010; Sahu et al., 2014).

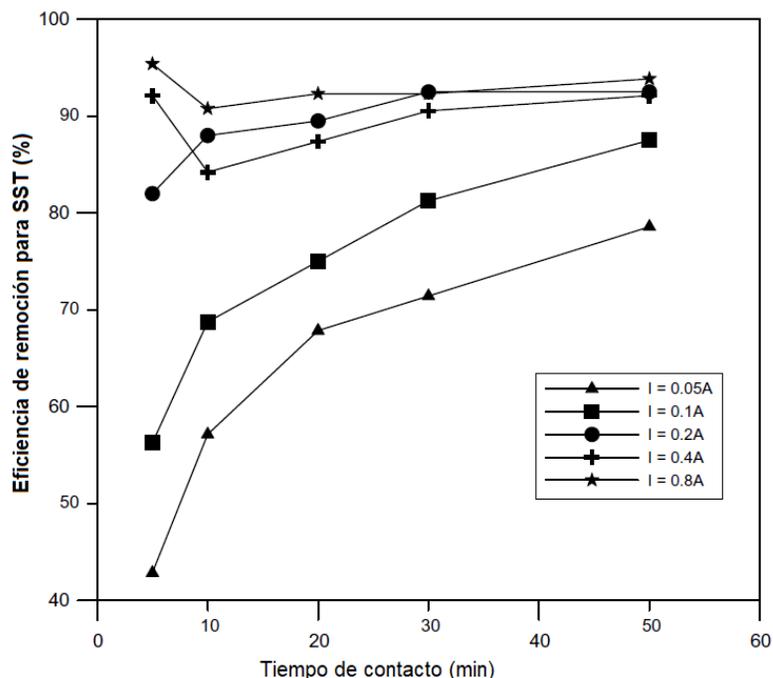


Figura 12. Porcentaje de remoción de sólidos suspendidos totales según la corriente aplicada y el tiempo de estudio para agua residual doméstica

Fuente: Bukhari, 2008

En cuanto al uso que se les da a los lodos provenientes del tratamiento de electrocoagulación, están la solidificación y estabilización para proceder a desecharlos idealmente en alguna forma reutilizable.

Es común que el procedimiento de EC se lleve a cabo en aguas residuales con altos grados de contenido de metales pesados como se explicó y, por consiguiente, los lodos del proceso tienden a contar con la misma característica. En relación con esto, se desarrolló un estudio en donde se estableció que si este contenido es menor que los valores indicados por la legislación (en el caso del artículo Europea), se debe tratar de manera eficiente, como por

ejemplo estabilizarlo por medio del secado y verterlo en un lugar seguro, de igual modo se puede reutilizar en bloques de construcción o ladrillos si es capaz de cumplir con la resistencia específica del fin que se le vaya a dar. Si por el contrario, se cumple con los parámetros, puede ser utilizado directamente en tierras agrícolas como abono (Adyel, Rahman, Khan e Islam, 2012).

En un proceso de destilería, los lodos presentan una naturaleza compleja y, por lo tanto, se deben eliminar de modo adecuado. En cuanto a esto, se estudió la manera de estabilizar estos lodos por medio de la incorporación de cemento, con el objetivo de obtener bloques de construcción no constructivos, que se pueden emplear en la pavimentación y fabricación de macetas y cercas de jardín (Joshi y Sharma, 2016). Asimismo, se tiene la mezcla de estos lodos con arcilla para la elaboración de bloques, los cuales alcanzan rangos óptimos para utilizarse en construcción (Thakur, Goyal y Mondal, 2019).

Otro estudio para los lodos del proceso de electrocoagulación confirma que estos cuentan con una gran capacidad para absorber sustancias químicas. Lo anterior se comprobó mediante un experimento en donde el objetivo era remover el colorante Bomaplex Red CR-L. Este colorante es utilizado en la industria textil y presenta complicaciones a la hora de su remoción en las aguas residuales de la misma actividad industrial. En esta aplicación los lodos son secados y estabilizados para utilizarlos como absorbente (Erdem, Boncukcuo, Kocakerim, y Hakk, 2011).

Se ha investigado también el uso de los lodos que provienen del tratamiento de aguas que son ricas en cromo, los cuales pueden ser utilizados como materia prima para la producción de pigmentos inorgánicos. Estos presentan un color rojizo y pueden emplearse en

la elaboración de objetos de cerámica, así como en los cuadros de cerámica utilizados para pisos (Tezcan, Eroglu y Ozel, 2017).

La importancia de tratar los lodos provenientes del tratamiento de EC radica en que se quiere que sea un proceso en donde se tenga cero residuos mediante la eliminación de estos componentes por medio de distintas técnicas que ayudan a la inmovilización de los contaminantes. De este modo, se conserva el medio ambiente y se reducen los efectos negativos sobre el mismo.

3 METODOLOGÍA

3.1 Esquema del proceso

A continuación, se expone un diagrama del proceso que se llevó a cabo para el tratamiento de agua residual y restos orgánicos (ver figura 13). En este se especifican los pasos por seguir para el tratamiento, así como las pruebas que se realizaron en cada etapa del proyecto y con esto cumplir los objetivos propuestos en este trabajo de investigación.

Para el proceso anaeróbico se desarrolló la metodología de potencial bioquímico de metano (PBM). En este se realizaron dos experimentos, el primero tuvo dos escenarios, determinados por el porcentaje de sólidos totales de la mezcla entre agua residual y restos de alimentos. El segundo experimento se estableció de manera que se tuviera una proporción específica entre agua residual y desechos, y que además se alcanzaran los sólidos totales definidos en el experimento 1, por lo tanto este experimento contó con cuatro escenarios diferentes.

Este porcentaje de sólidos totales seleccionados se determinó por medio de la cantidad de agua residual que se tiene por día por persona y la cantidad de restos de comida que se producen por persona. En ambos experimentos se seleccionó el escenario que presentara las mejores tasas de remoción de sólidos totales, volátiles, sedimentables y cambio en el pH; es decir, el más eficiente.

Cuando este paso se completó, se pudo pasar al tratamiento secundario. Este consistió en un sistema de electrocoagulación que se diseñó a una escala pequeña y se trataron 2 litros de efluente por lote. A nivel de laboratorio este procedimiento se desarrolló con materia prima que cumpliera con las condiciones de salida del tratamiento primario seleccionado, emulando así el efluente de los digestores, debido a que el volumen del efluente de los PBM no era

suficiente para el desarrollo del sistema secundario. Esto se efectuó con el fin de establecer los porcentajes de remoción alcanzados por el conjunto de tratamientos y concluir si este porcentaje sería el óptimo para lograr la remoción de contaminantes en un caso real.

Para la optimización del sistema se consideraron los parámetros variables en cada etapa. En la parte anaeróbica se pretendió obtener el escenario que produce mayor cantidad de biogás y el que reduce la mayor cantidad de sólidos en el agua residual. Para el sistema de electrocoagulación, se llevó a cabo un análisis de los tiempos de exposición de la electricidad. Con esto se pudo decidir cuál era el tiempo que mejor se ajustaba, dando altos niveles de remoción de sólidos y que a su vez fuera económicamente eficiente.

Como último objetivo de trabajo se planteó analizar la factibilidad técnica del conjunto de tratamientos. Para este apartado se hizo un balance de energía, se escaló a tamaño real (para una familia de cinco personas) el sistema y se determinó si este último podía ser viable en un hogar, tomando en cuenta la producción de energía en la primera etapa y el consumo de energía para la segunda etapa.

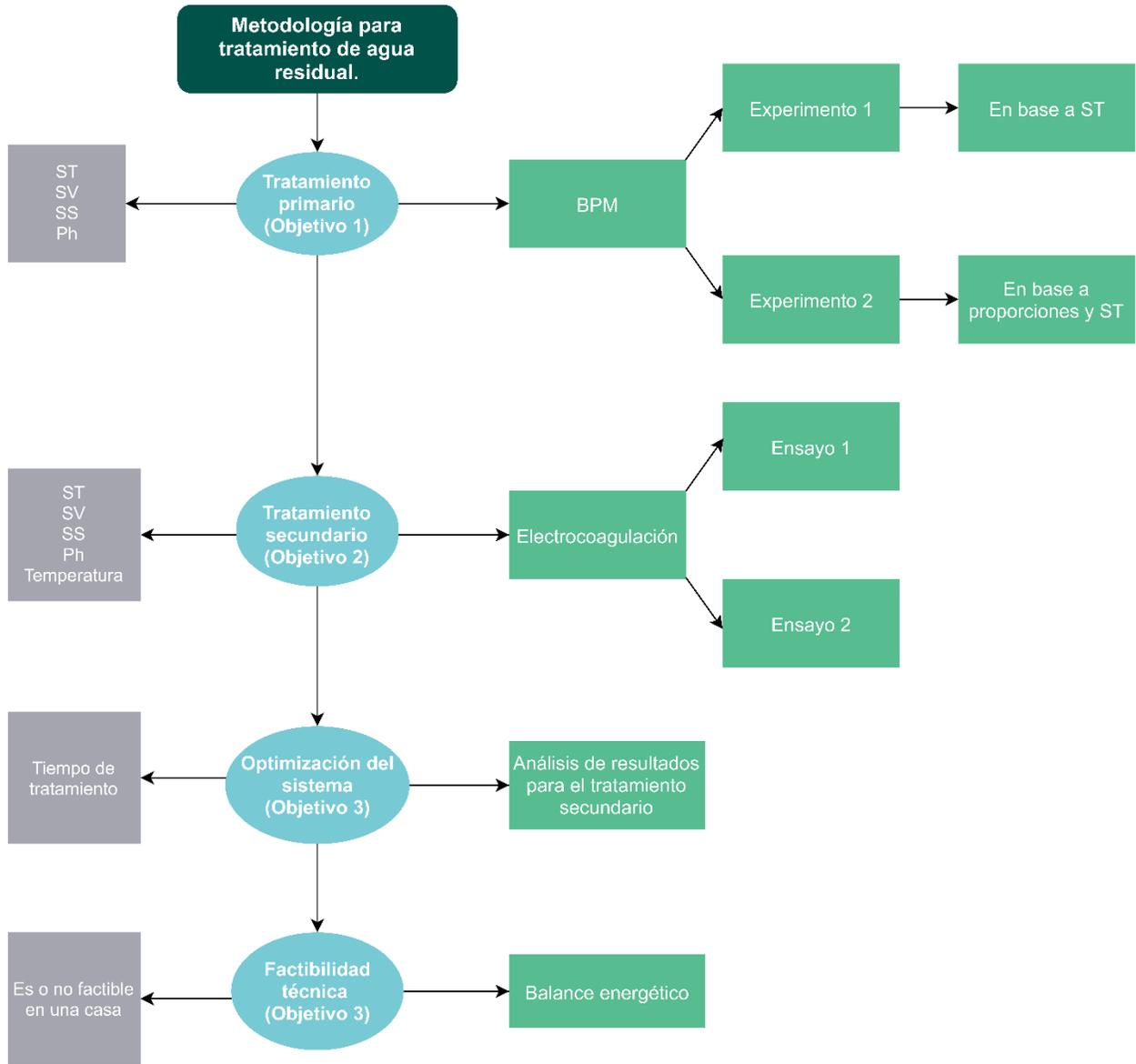


Figura 13. Esquema de la metodología utilizada para el tratamiento de agua residual y restos orgánicos

3.2 Caracterización de biomasa

Como guía para la realización de las pruebas tanto físicas como químicas, se utilizó el manual *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Este documento pone a disposición metodologías que ayudan a la estandarización de la toma de datos y la manipulación de la muestra (Clescerl, Greenberg y Eaton, 1999). Para sólidos suspendidos totales (SST), se recomienda el uso del apartado 2540D que se divide en dos partes: la primera es para obtener los sólidos en suspensión por medio de un filtro y, la segunda, es para determinar los sólidos totales disueltos a partir del secado de la muestra a 105 °C por un periodo de 24 horas.

En el caso de sólidos sedimentables (SSed), se utilizó el apartado 2540F, en donde se aconseja colocar la muestra en una probeta y dejarse reposar por 45 minutos, después de transcurrido este tiempo se reportan los valores de sólidos sedimentables en unidades de ml/l de muestra.

3.2.1 Sólidos totales y sólidos volátiles

Para obtener el porcentaje de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) de una muestra, se realizó el siguiente procedimiento:

- A. Se enumeraron los crisoles que se utilizaron para la obtención de los sólidos volátiles y totales de las muestras.
- B. Se colocaron los crisoles por dos horas en el horno a 105 °C; cuando pasó este tiempo, se ubicaron a un desecador hasta que alcanzaran la temperatura ambiente.
- C. Se pesó cada plato y se registró su masa como PP.#.
- D. Se colocaron en cada plato 10 g o 10 ml de la muestra que se quería analizar.

- E. Se registró la masa del plato más la muestra como P1.#.
- F. Los platos se colocaron en el horno por 24 horas a 105 °C (figura 14); cuando transcurrió este tiempo, se colocaron en el desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente.
- G. Se registró la masa después de haber pasado las 24 horas en el horno como P2.#.
- H. Los platos se colocaron en una mufla a 550 °C por dos horas; transcurrido este tiempo, se pusieron en un desecador y se dejaron reposar hasta alcanzar la temperatura ambiente.
- I. Se registró la masa como P3.#.

Con la finalidad de obtener los valores de los porcentajes de ST y SV, se aplicaron las siguientes fórmulas:

Para sólidos totales:

$$\%ST.\# = \frac{P2.\# - PP.\#}{P1.\# - PP.\#} * 100 \quad (11)$$

Para sólidos volátiles:

$$\%SV.\# = \frac{P2.\# - P3.\#}{P2.\# - PP.\#} * 100 \quad (12)$$



Figura 14. Muestras dentro del horno para las pruebas de sólidos totales y volátiles

3.3 Proceso anaeróbico

Se realizó un diseño experimental para determinar la viabilidad de los sustratos para la producción de biogás, con el objetivo de reducir la carga orgánica del efluente. Por lo tanto, como materia prima para el experimento se emplearon tres materiales: restos de comida, agua residual e inóculo.

Se utilizaron residuos de alimentos de tipo orgánico, como cáscaras de frutas (papaya, manzana, fresas, uvas, pera) y verduras (papa, zanahoria, camote, ayote, cebolla, chile, culantro, apio), además de sobros de comida cruda como ensaladas (lechuga, tomate, repollo), los cuales aportan sólidos totales a la mezcla que se elaboró. Ahora bien, los restos de comida fueron triturados por una licuadora marca Osterizer modelo 450-20, y después fueron pasados por una malla media para eliminar trozos grandes que pueden interferir en el proceso.

Estos sobros de comida fueron hidrolizados para evitar que la acidez perjudicara el ensayo al bajar el nivel del pH en la mezcla, convirtiéndola en un ambiente no apto para las

bacterias que se utilizaron. Para el proceso de hidrólisis, la materia orgánica se introdujo en botellas de 1 000 ml (750 ml de volumen de trabajo), las cuales se pusieron en una incubadora a una temperatura de 40 °C durante quince días. Al transcurrir este lapso, fue necesario medir el pH de esta materia prima para corroborar que no se tuviera un pH ácido; si esto sucedía, se agregaba una solución al 20 % de NaOH para neutralizar la mezcla. La mezcla hidrolizada fue empleada a lo largo de todos los experimentos y réplicas que se desarrollaron en el proyecto.

El agua residual provino después del proceso de sedimentación primaria de la planta de tratamiento de la Sede Rodrigo Facio, Facultad de Odontología, la cual puede tener en su composición altos porcentajes de sólidos totales, metales pesados, antibióticos y demás insumos utilizados en este sector de la medicina. Para el presente proyecto fue de interés caracterizar la cantidad de sólidos totales y volátiles presentes en el agua residual, dejando de lado la composición química y biológica de la misma. Con la combinación de estos materiales se obtuvieron los escenarios para el experimento y se logró una comparación entre las proporciones empleadas.

Respecto a las pruebas, se colectó inóculo proveniente de un digestor estable del beneficio de café CoopeLibertad R. L. en la provincia de Heredia. Este aportó los microorganismos necesarios para que se iniciaran las reacciones anaeróbicas del proceso en el digestor.

En el presente trabajo de graduación, se definieron dos experimentos, para el primero se evaluó el porcentaje de sólidos totales utilizados con el fin de determinar cuál tenía un mejor rendimiento. En cuanto al segundo experimento, se utilizaron proporciones específicas de comida y agua residual, empleando los mismos porcentajes de ST, para establecer cuál es

la variable limitante del proceso, si la proporción de los materiales utilizados o solo el porcentaje de sólidos totales sin considerar de dónde provienen.

Los porcentajes de sólidos totales elegidos correspondieron a 3 % y 5 % y se determinaron por medio del análisis de datos teóricos del aporte de sólidos totales que tienen el agua residual, las heces y los desechos de comida, que fueron los principales componentes de los sistemas para el tratamiento de aguas.

El primer experimento constó de la evaluación de los contenidos de sólidos totales de 3 % y 5 %, los cuales se alcanzaron con la mezcla de agua residual y restos de comida. Para el segundo experimento se emplearon los porcentajes de ST de 3 % y 5 % y además se evaluaron proporciones específicas de comida y agua residual. Estas proporciones de comida:agua residual correspondieron a 80:20 y 90:10. Cabe mencionar que para lograr el volumen que se necesitaba para cada botella, se hizo uso de agua destilada con el propósito de que no se afectaran las proporciones establecidas.

El proceso de llenado de las botellas serum se realizó igual para ambos experimentos, en donde se consideró una proporción 50:50 (inóculo:mezcla). Se le llama mezcla a la combinación de alimento y agua residual en la cual se obtengan valores de porcentaje de sólidos totales en 3 % y 5 % para el experimento 1, y que se cumplan las proporciones establecidas para el experimento 2.

3.3.1 Potencial bioquímico de metano: experimento 1

En el experimento 1 se tuvieron dos escenarios de sólidos totales (3 % y 5 %) y para cada uno se efectuaron tres réplicas.

Para la preparación de la mezcla de agua residual y alimento en el experimento 1, se emplearon las ecuaciones 13 y 14, en donde se obtuvieron los valores de cada sustrato utilizado para alcanzar el porcentaje de 3 % y 5 % ST.

$$STr \cdot Vr = ST_1 \cdot V_1 + ST_2 \cdot V_2 \quad (13)$$

$$Vr = V_1 + V_2 \quad (14)$$

Siendo:

ST_1 : sólidos totales de los alimentos (%)

ST_2 : sólidos totales del agua residual (%)

STr : sólidos totales requeridos (%)

V_1 : volumen de la comida (ml)

V_2 : volumen del agua residual (ml)

Vr : volumen requerido (ml)

Las botellas serum KG-35 de un volumen de 200 ml (ver figura 15) fueron utilizadas para evaluar el potencial bioquímico de metano a escala pequeña. Cuando se llenaron las botellas con 150 gramos de la mezcla requerida, fueron purgadas con nitrógeno grado industrial. Las botellas se mantuvieron en un ambiente controlado en temperatura y agitación, a 35 °C y 95 rpm por 720 horas (30 días), con un agitador Thermo Scientific, MaxQ 4450 (ver figura 16).

Para la medición del biogás (ver figura 17) producido, se utilizó una jeringa de vidrio. La extracción del biogás se llevó a cabo dos veces al día la primera semana y una vez al día el resto del experimento.



Figura 15. a) Botellas y el cierre de seguridad. b) Botellas llenas con el material de ensayo

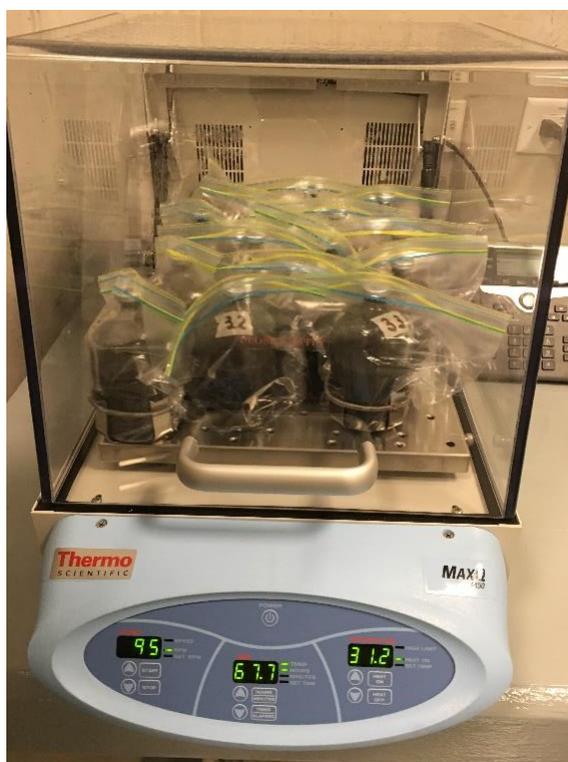


Figura 16. Agitador para el ambiente controlado de los microdigestores

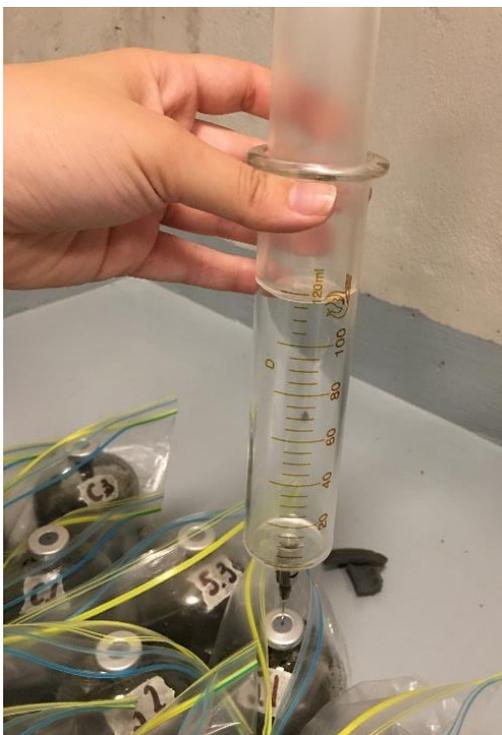


Figura 17. Medición de biogás para los microdigestores

Cuando transcurrieron los 30 días de ensayo, a las botellas se les quitó el seguro y se procedió a realizar pruebas de sólidos totales y volátiles finales para cada una de las mismas según los procedimientos descritos en la metodología.

3.3.2 Potencial bioquímico de metano: experimento 2

Se efectuó un segundo experimento de PBM con el fin de tener una comparación entre proporciones definidas de agua residual y desechos de comida. Para este experimento se planteó igual que el experimento 1 una relación 50:50 entre inóculo y mezcla. Se formularon relaciones de 90:10 y 80:20 entre comida y agua residual para las mezclas. Asimismo, se utilizaron los porcentajes de sólidos totales de 3 % y 5 %.

Después de obtener las mezclas, se llenaron las botellas serum con el material de estudio. El procedimiento de llenado de las botellas se realizó de manera diferente al

experimento anterior, en este caso se empleó la metodología estándar para PBM (Faivor y Kirk, 2011). Este determinó que el proceso de llenado se hiciera con la botella posicionada en una balanza, para que así se obtuvieran los gramos exactos de cada uno de los componentes dentro de esta. Para este caso los componentes serían cuatro: inóculo, restos de alimentos (sustrato 1), agua residual (sustrato 2) y agua pura.

Las botellas se cerraron por medio de tapones de hule y prensas de aluminio; posteriormente, se les introdujo nitrógeno por un minuto con el objetivo de sacar todo el oxígeno que estuviera dentro de las botellas y obtener un ambiente anaeróbico (ver figura 18).

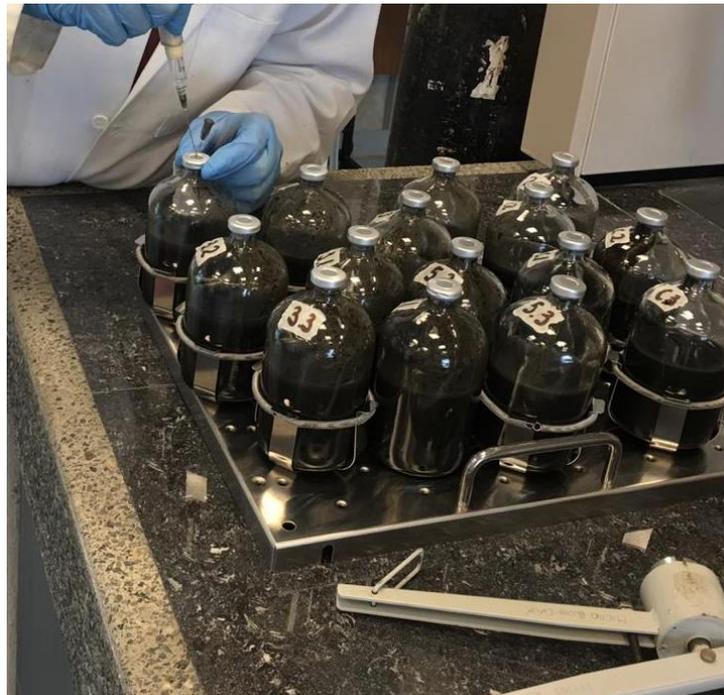


Figura 18. Procedimiento para llenar botellas serum de nitrógeno

Luego de ser debidamente cerradas, fueron colocadas en una incubadora (ver figura 19), la cual permaneció a una temperatura de 35 °C por 23 días. La toma de datos se hizo de igual manera que en el experimento 1, por medio de jeringas de vidrio que ayudaron a contabilizar el volumen de biogás producido. Cada vez que las botellas se midieron, se

sacaron con anticipación para que lograran la temperatura ambiente y se agitaron para tener una mezcla homogénea.

Al igual que en el experimento 1, cuando se finalizó el experimento, se sacaron las muestras pertinentes para efectuar los análisis de sólidos totales y sólidos volátiles finales en cada escenario. Las muestras se extrajeron después de dejar reposar el efluente.



Figura 19. Incubadora donde se colocan los PBM

3.4 Sistema secundario: electrocoagulación

3.4.1 Construcción del prototipo

Para la construcción del equipo de electrocoagulación, se realizó una escala de los valores reportados del agua residual que produce una persona por día. Según el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados, una persona produce en promedio 200 litros

de agua residual por día (AyA et al., 2016); si se toma en cuenta que una familia promedio tiene un total de cinco miembros, por casa se estaría produciendo 1 metro cúbico de agua residual por día.

Por lo tanto, para la elaboración del equipo se utilizó una escala de 1:500, debido a que es un prototipo de laboratorio y se quieren tener resultados representativos que posteriormente se puedan escalar y convertirse en un sistema de volumen real. Para este proyecto, se emplearon 2 litros de capacidad de trabajo.

En las dimensiones del reactor es importante considerar el tamaño de las barras (en este caso el largo) y espacio del borde libre para que se deposite la espuma en la parte superior del recipiente.

Las especificaciones y recomendaciones que permitieron el desarrollo favorable del experimento se determinaron mediante una investigación de distintos procesos de electrocoagulación. A partir de esto, se encontró la relación de áreas de acción de los electrodos y el volumen de agua residual por tratar y que fue el punto de partida para establecer el tamaño de las barras y la cantidad.

Para especificar las medidas, se tomó como base la relación de $12,4 \text{ m}^2/\text{m}^3$ con un volumen de efluente de $0,002 \text{ m}^3$. En el experimento realizado por Chen et al. (2016), se usó la misma relación de $0,124 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$, con electrodos de acero separados a 3 cm. Esta misma relación fue utilizada en otro estudio en donde se obtuvieron resultados positivos al tratar agua residual (Liu, 2014). En estudios considerados para esta proporción, se emplearon valores desde los $7,5 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ hasta los $16 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ según las características de las barras de metal y volumen de líquido por tratar (Yetilmezsoy et al., 2009; Zuo et al., 2008).

La fuente de voltaje, marca Haitronic y modelo HPS 305D, proporcionó un voltaje máximo de 30 V y un amperaje máximo de 5 A. Esta fuente se conectó por medio de cables conductores y dos lagartos a las barras de metal que actúan como electrodos; una línea fue el ánodo y la otra el cátodo (ver figura 20).

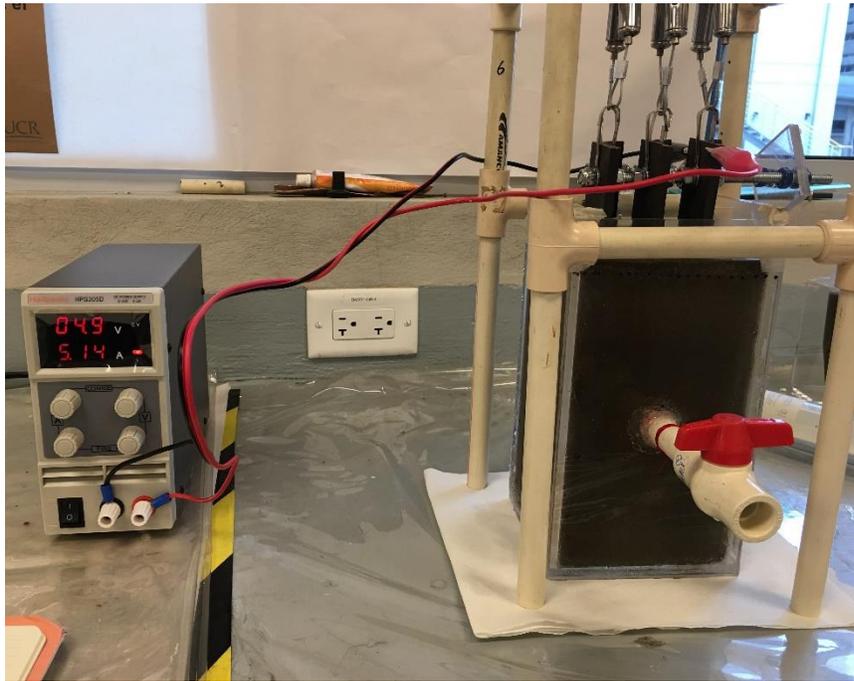


Figura 20. Instalación del prototipo de electrocoagulación

3.4.1.1 Procedimiento de electrocoagulación

Para el desarrollo del experimento secundario, las barras se colocaron en el soporte y fueron sostenidas por un cuadro de acrílico y tornillos que tuvieron una separación de 3 cm entre las dos líneas de electrodos para cumplir las especificaciones en bibliografía, con el objetivo de evitar que se tocaran entre sí y se perdiera eficiencia en el proceso.

Se conectaron los lagartos a las barras de metal y se prendió la fuente. La densidad de corriente se determinó por medio del análisis de distintas investigaciones, en donde se tenían amperajes entre 1 A hasta 6 A. Para una cantidad de 2 litros de volumen de agua, la diferencia

entre el amperaje radicó en el tiempo de retención hidráulica del experimento, por lo tanto entre más amperaje, menos tiempo de exposición. Se consideró la fuente que se tenía disponible, y por esta razón se decidió utilizar un amperaje de 2,5 A para la realización del experimento (Adhoum et al., 2004; R. Chen et al., 2016; Z. Liu et al., 2015; Yetilmezsoy et al., 2009; Zuo et al., 2008).

La corriente eléctrica se mantuvo constante durante el procedimiento, sin embargo, el voltaje podía variar debido al cambio que sufría el medio conforme pasaba el tiempo del ensayo. Después de aplicada la corriente en el efluente, fue necesario dejar reposar el sistema para tener una mejor visualización de la separación de las fases y determinar si el procedimiento era exitoso.

Se definieron dos ensayos de electrocoagulación, en donde se quiso establecer la diferencia existente en la remoción según cambios en la potencia aplicada para cada uno de estos. Para el análisis de resultados, se hizo una comparación entre los dos ensayos y se determinó el tiempo que tenía mejor rendimiento en remoción de contaminantes. Adicional, se llevó a cabo un centrifugado de 2,5 ml de la muestra final utilizando el equipo BIOBASE BKS-TL6 a 1 000 revoluciones por 30 minutos.

3.5 Balances de masa y energía

Los balances de masa y energía ayudaron a entender el procedimiento que se lleva a cabo en un sistema biológico. Así como también posibilitaron responder preguntas básicas para poder realizar un análisis de cada uno de los escenarios propuestos en este trabajo.

Se efectuaron balances de masa y energía para ambas fases del experimento, tanto en la parte del sistema anaeróbico como en el sistema secundario de electrocoagulación.

El balance de masa se llevó a cabo con los sólidos totales y sólidos volátiles que se presentaron al inicio del procedimiento y los que quedaron al final del mismo, con el propósito de obtener la masa que se removió en el tratamiento. En este no se tuvieron alimentaciones durante la duración del experimento.

Para determinar la energía que se consumió en el proceso anaeróbico a causa de la producción de biogás, se consideró el valor mínimo de combustión (LHV) desprendido por el biogás, el cual es el calor de combustión presente en el proceso. También se tomó en cuenta la densidad del biogás para convertir el volumen de biogás producido dentro del reactor y obtener la masa. El valor mínimo de combustión del biogás se tomó como 23 MJ/m^3 (Sun, Li, Yan, Liu, Yu y Yu, 2015) y como el poder calorífico del biogás $6,5 \text{ kWh}$ por cada m^3 producido (Colmenar Santos, Borge Diez y Castro Gil, 2015).

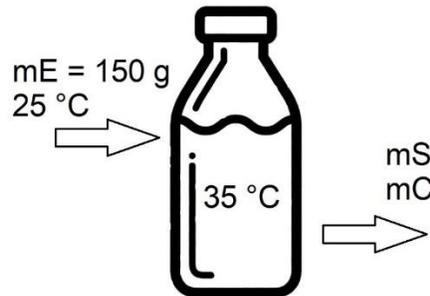


Figura 21. Balance de masa dentro del sistema anaeróbico

3.6 Análisis estadístico

En cuanto al análisis estadístico de la producción de biogás, se realizó un ANOVA y luego una prueba de Tukey con el programa Rstudio, con el objetivo de establecer si había diferencias entre los escenarios propuestos en el trabajo o no.

4 RESULTADOS

4.1 Sistema primario: potencial bioquímico de metano

4.1.1 Caracterización de sustratos para el potencial bioquímico de metano (PBM), experimento 1

La materia prima que se utilizó para el desarrollo de los experimentos correspondía a una combinación de inóculo, agua residual, restos de alimentos y agua pura. Se realizaron pruebas de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) para caracterizar los sustratos y hacer el cálculo de proporciones necesarias para alcanzar los porcentajes deseados en el experimento. Los resultados para los valores de ST y SV se presentan en la tabla 2, en donde se aprecia que la comida es el sustrato con mayor cantidad de porcentaje de sólidos totales y volátiles (10,65 % y 95,46 %, respectivamente).

Tabla 2. Datos iniciales de sólidos totales y sólidos volátiles para los sustratos en los PBM, experimento 1

Materia	% sólidos totales	% sólidos volátiles	ST (g/l)	SV (g/l)
Comida	10,65	95,46	106,49	101,66
Agua residual	2,90	62,85	29,03	18,25
Inóculo	4,01	47,82	40,12	19,19

Se realizó una combinación de 50 % inóculo y 50 % mezcla. Por consiguiente, los microdigestores tenían una cantidad de 75 gramos de inóculo y 75 gramos de mezcla. Las proporciones correspondientes para el rubro de mezcla se determinaron a partir de los porcentajes iniciales de ST y SV utilizando las ecuaciones 13 y 14.

En la tabla 3 se observa que los gramos por litro iniciales de ST y SV para el escenario de 3 % correspondieron a 37,07 g/l y 23,32 g/l respectivamente. Para el escenario de 5 % los valores de estos parámetros iniciales fueron 45,02 g/l para ST y 30,43 g/l para SV.

Tabla 3. Valores de ST y SV iniciales para cada escenario de mezcla en las botellas de PBM experimento 1

Escenario	% ST	% SV	ST g/l	SV g/l
3%	3,71	62,92	37,07	23,32
5%	4,50	67,58	45,02	30,43
Control	4,01	47,82	40,12	19,19

4.1.2 Caracterización de sustratos para el potencial bioquímico de metano (PBM), experimento 2

En cuanto al experimento 2 de PBM, se utilizó una proporción 50:50 de inóculo y mezcla como en el experimento 1, no obstante la cantidad de sustratos empleados en la mezcla fueron determinados por proporciones específicas. Estas proporciones correspondieron a 90:10 y 80:20 (restos de alimentos:agua residual). Las características iniciales de los sustratos utilizados para este experimento se muestran en la tabla 4, en donde se aprecia que la comida tiene el porcentaje más alto de ST y de SV, siendo este el de mayor aporte de sólidos de la mezcla total.

Tabla 4. Caracterización de los sustratos por utilizar en PBM, experimento 2

Sustrato	% ST	% SV	ST g/l	SV g/l
Agua residual	1,31	66,48	13,12	8,72
Comida	17,47	94,79	174,66	165,55
Inóculo	1,31	66,48	13,12	8,72

Las proporciones adecuadas para cada uno de los escenarios propuestos para las mezclas se obtuvieron por medio de las ecuaciones 15 hasta la 20. Los resultados se pueden observar en la tabla 5, donde m1 es la masa de alimento, m2 la masa de agua residual y m3 la masa de agua pura. El escenario que tuvo mayor cantidad de comida fue el 90:10 5 % (19,32 g) y el de menor cantidad de este sustrato fue el 80:20 3 % (10,3 g).

Tabla 5. Cantidad de sustratos para cada uno de los escenarios presentados para PBM, experimento 2

ST %	Escenario 80:20 ¹				Escenario 90:10 ¹			
	m1 (g)	m2 (g)	m3 (g)	inóculo (g)	m1 (g)	m2 (g)	m3 (g)	inóculo (g)
3%	10,3	34,35	30,35	75	11,59	17,18	46,23	75
5%	17,17	57,25	0,58	75	19,32	28,63	27,06	75

Nota: ¹Proporciones basadas en sólidos totales

Después de obtener cada una de las proporciones correctas para los escenarios, se calcularon los ST y SV de la mezcla total, estos valores se presentan en la tabla 6. El escenario con mayor cantidad de sólidos totales fue el 80:20 5 % (34,20 g/l); sin embargo, este no fue el de mayor cantidad en SV, sino que este lugar lo tiene el escenario 90:10 5 % (26,84 g/l).

Tabla 6. Caracterización inicial para la mezcla dentro de los reactores según el escenario de los PBM, experimento 2

Escenario	% ST	% SV	ST g/l	SV g/l
80:20 3%	2,44	77,14	24,40	18,82
80:20 5%	3,42	78,21	34,20	26,75
90:10 3%	2,29	82,02	22,86	18,75
90:10 5%	3,19	84,03	31,95	26,84
Control	1,31	66,48	13,12	8,72

4.2 Producción de biogás

En ambos experimentos la toma de datos de producción de biogás para los reactores se llevó a cabo dos veces al día (mañana y tarde) durante la primera semana del experimento y, debido a que la producción disminuyó, las siguientes tres semanas se realizó una vez al día. Los datos se midieron en mililitros y se acumularon para obtener un volumen total del biogás producido en cada botella durante el desarrollo de todo el experimento.

4.2.1 Producción de biogás para el PBM, experimento 1

A lo largo del desarrollo del experimento 1, se tomaron datos de producción de biogás, los cuales se acumularon a lo largo del tiempo. Con los datos obtenidos se elaboró la gráfica de la figura 22 (en donde 3,1 3,2 y 3,3 corresponden a las réplicas del escenario de 3 % ST; 5,1 5,2 y 5,3, a las réplicas del escenario de 5 % y control 1, control 2 y control 3, a las réplicas del control).

En esta se muestra que la producción de biogás fue superior en las botellas nombradas 5,1 y 5,2. También se puede corroborar que las botellas de control no produjeron una cantidad significativa de biogás como era de esperarse. Esta situación ocurrió porque no se tenían nutrientes suficientes para las bacterias del inóculo y, por esta razón, la fase de muerte se dio en las primeras horas del experimento.

La producción de biogás está relacionada con la cantidad de sólidos volátiles en cada ambiente de experimentación, por lo cual se realizó el gráfico de la figura 23, en donde se muestra la relación que existe directamente entre la cantidad de mL de biogás producidos según la cantidad de SV que se tenía al inicio del ensayo.

Como se aprecia en las figuras 22 y 23, la mayor producción de biogás se dio en el escenario del 5 %, en el cual sucedió una primera fase de aclimatación de los microorganismos en las botellas por alrededor de 250 horas. Después se percibió un aumento en la producción de biogás hasta cerca de las 700 horas, en donde se empezó a estabilizar de nuevo el sistema y se dejó de producir biogás; esta fue la etapa de muerte de los microorganismos.

Cabe destacar que una de las réplicas estuvo separada de las otras dos, en esta se obtuvo un porcentaje menor de producción de biogás. En el escenario de 3 %, las tres réplicas

estuvieron en valores cercanos entre sí, pero la producción de biogás fue considerablemente menor que la producción en las botellas de 5 %. El control, que se componía solo de inóculo, no tuvo producción significativa de biogás, debido a esto la fase de muerte empezó en las primeras horas del experimento.

Para el escenario de 5 %, al final de las 737 horas (30,7 días) de ensayo se obtuvo una cantidad total de 241,13 mL de biogás por gramo de SV. Al escenario de 3 %, le correspondieron 74,54 mL biogás/g SV.

En el gráfico de productividad (ver figura 23) se define que la producción de biogás fue directamente proporcional a la cantidad de sólidos que se tuvieron en la materia prima, debido a que el escenario que más produjo fue el que presentó mayor porcentaje de ST y SV.

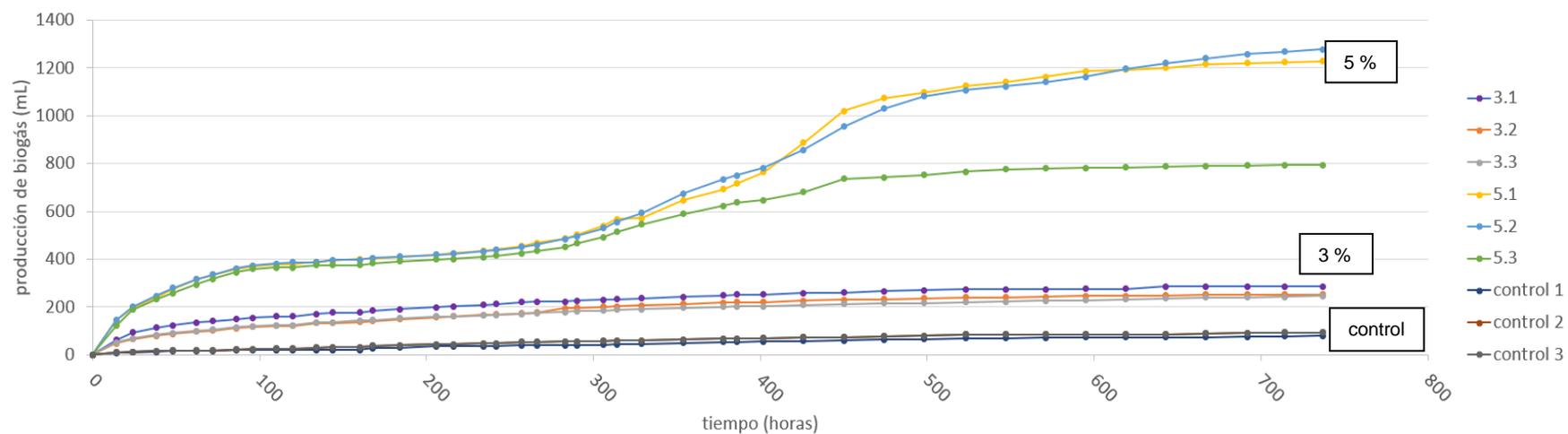


Figura 22. Producción de biogás para los escenarios de 3 % y 5 % en los microdigestores del experimento 1

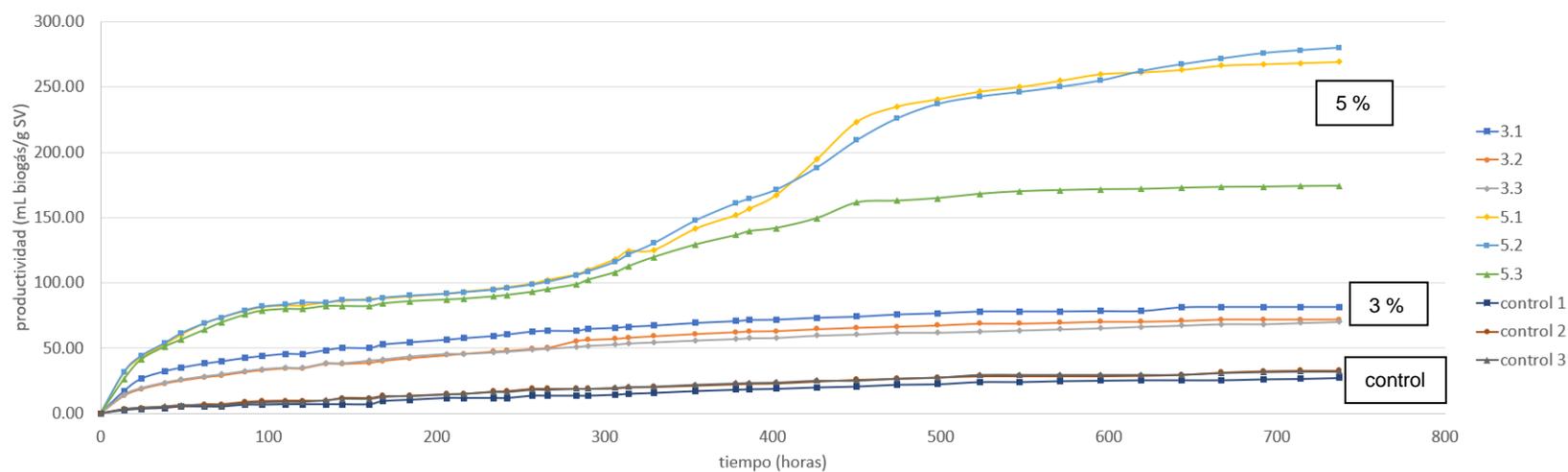


Figura 23. Productividad de los microdigestores en mL de biogás producidos y gramos de sólidos volátiles de cada botella para el experimento 1

4.2.2 Producción de biogás para el PBM, experimento 2

La recolección de biogás para el experimento 2 se realizó de la misma manera que en el experimento 1. Este experimento tuvo una duración de 552 horas (23 días) porque el mismo ya había llegado a la fase de muerte y no producía biogás en la mayoría de las botellas. La cantidad de mililitros se observa en la figura 24, en donde se determinó que el escenario que produjo más volumen de biogás fue el 80:20 de 5 %. La fase de crecimiento para el escenario de 90:10 5 % se observa que fue inconsistente en las primeras horas del tratamiento, y que las demás botellas tuvieron un comportamiento regular de procesos anaeróbicos. Nuevamente, las botellas de control (100 % inóculo) no lograron una producción significativa de biogás.

En la figura 25 de productividad de biogás (en donde 3,1 3,2 y 3,3 corresponden a las réplicas del escenario de 3 % ST; 5,1 5,2 y 5,3, a las réplicas del escenario de 5 % y control 1, control 2 y control 3, a las réplicas del control), se considera la cantidad de SV iniciales que tenía cada escenario para de esta manera establecer una relación entre los SV y la producción de biogás.

En esta figura se determina que el escenario con mayor productividad fue el 80:20 5 % con un promedio de 177,37 ml/ g SV, y el de menor productividad fue 90:10 3 %. Lo anterior coincide con la presencia de masa de sólidos volátiles en la mezcla, en donde el primero tuvo mayor número y el segundo la menor cantidad de sólidos volátiles. Cabe mencionar que la productividad de ambos escenarios para 5 % es muy cercana.

Con la presentación de ambos escenarios (90:10 y 80:20) en cuanto a la productividad, se establece que la existencia de comida pudo afectar el comportamiento del escenario 90:10, dándole valores más pequeños en comparación con el escenario de 80:20 con una diferencia de 1 % para las botellas de 5 % ST y de 9 % para las botellas de 3 % ST. Sin embargo, esta

diferencia fue pequeña en porcentaje, por lo tanto la producción de biogás se le atribuyó directamente al contenido de sólidos volátiles presentes en la mezcla.

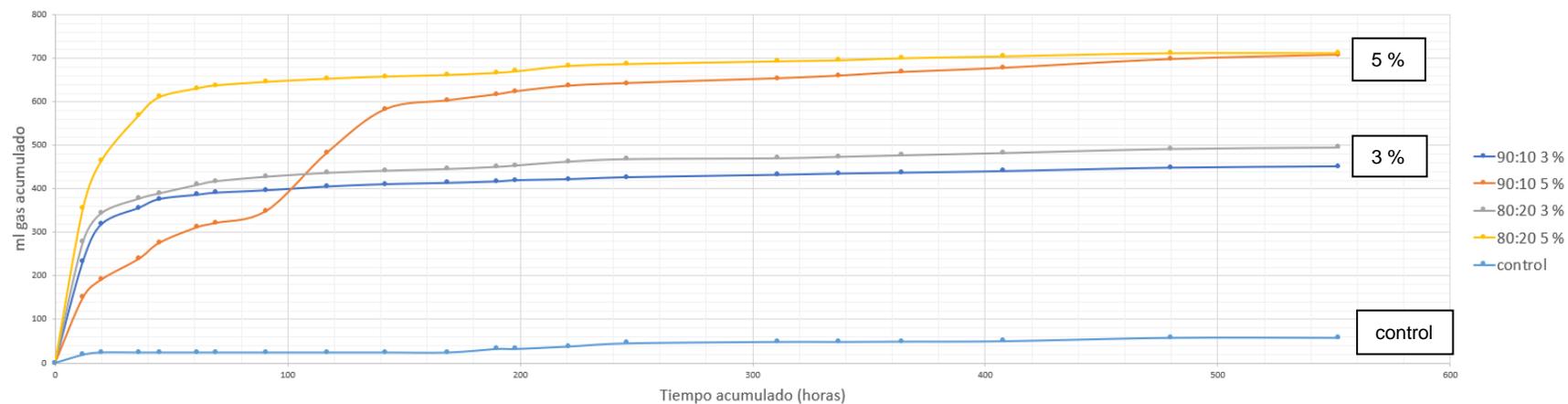


Figura 24. Producción de biogás para los escenarios de 3 % y 5 % en los microdigestores del experimento 2

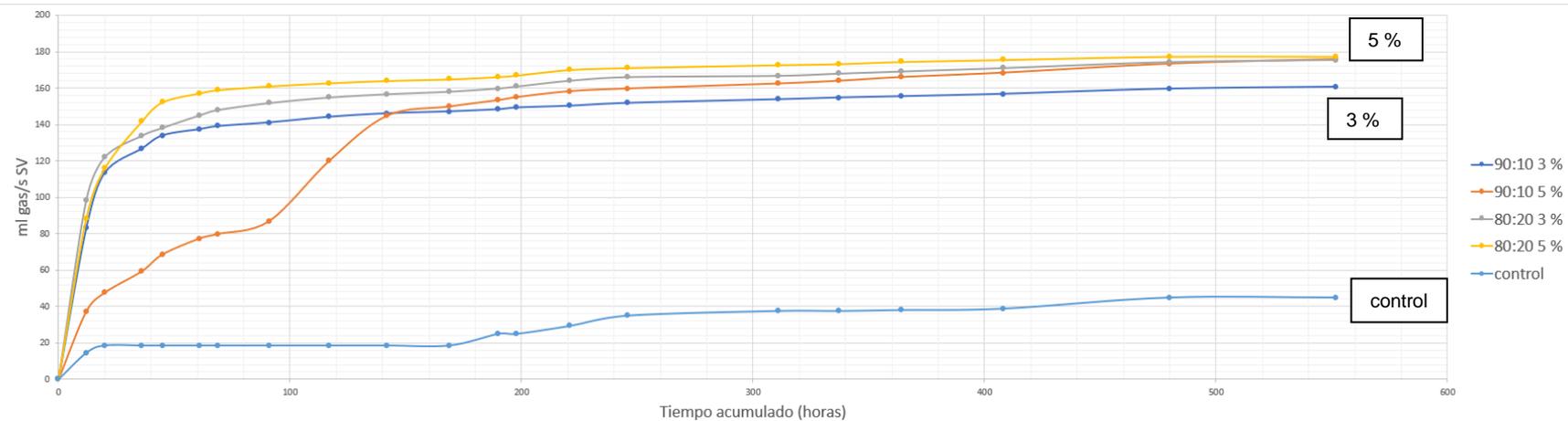


Figura 25. Productividad de los microdigestores en mL de biogás producidos y gramos de sólidos volátiles de cada botella para el experimento 2

4.2.3 Análisis estadístico para la productividad en los PBM

- Análisis estadístico para los sólidos totales presentes en el inóculo.

El primer análisis estadístico se realizó para determinar si el inóculo (botellas de control) tuvo diferencias significativas entre el inicio y el estado final de los sólidos totales y volátiles en cada una de las botellas.

Se tomaron como valores para el ensayo estadístico los expuestos en la tabla 7.

Tabla 7. Valores de masa inicial y final de sólidos totales y sólidos volátiles para las botellas de 150 ml de inóculo

Muestra	ST inicial (g)	ST final (g)
	2,19	3,31
Inóculo	3,18	4,09
	3,25	4,11

A partir del ANOVA, se obtuvo que el valor de p para estos valores fue de 0,08956, lo cual indica que no hubo diferencias entre el consumo de sólidos totales y volátiles dentro de las botellas de control, por consiguiente, para la productividad estos valores fueron descartados. Se estableció que todo el biogás producido y la reducción de ST y SV de las botellas de 3 % y 5 % fueron solo producto de la mezcla entre el agua residual y los restos orgánicos de alimentos.

- Análisis estadístico de la productividad de biogás en el PBM, experimento 1.

El segundo análisis estadístico se llevó a cabo para los PBM del experimento 1. En este se tomaron como valores de análisis los de productividad en las tres réplicas de cada escenario presentado en la tabla 8 y se utilizó el programa Rstudio. Se efectuó la prueba de ANOVA y posteriormente la prueba de Tukey.

Tabla 8. Valores de productividad en mL de biogás/g SV para cada réplica de los escenarios y control

Muestra	3 %	5 %	control
mL de biogás/g SV	81,59	269,29	27,14
	71,88	280,02	32,71
	70,16	174,08	32,01

Al comparar los resultados del ANOVA, respecto a los valores de productividad de 3 % y 5 %, se obtuvo un valor de probabilidad de 0,00793, lo cual es menor a 0,05, dejando en evidencia que sí hubo diferencias significativas entre los escenarios de 3 % y 5 %. En la figura 26 se aprecia que los promedios de estos dos escenarios estuvieron alejados entre sí, por esta razón se comprueba la diferencia entre los mismos. A partir de la figura 26 también se puede concluir que en el ensayo de 5 % se tuvo mayor variabilidad en los datos, es decir, entre las réplicas, pues dos estaban muy cerca entre sí y la tercera presentó 36 % menos productividad que en las otras dos botellas.

Para establecer mejor en dónde se encuentran las diferencias, se realizó una prueba de Tukey con 95 % de confiabilidad, en donde se determinó que el valor de p para las comparaciones de 5 %-control y 5 %-3 % fue menor a 0,05; pero no se presentaron diferencias entre control y 3 %.

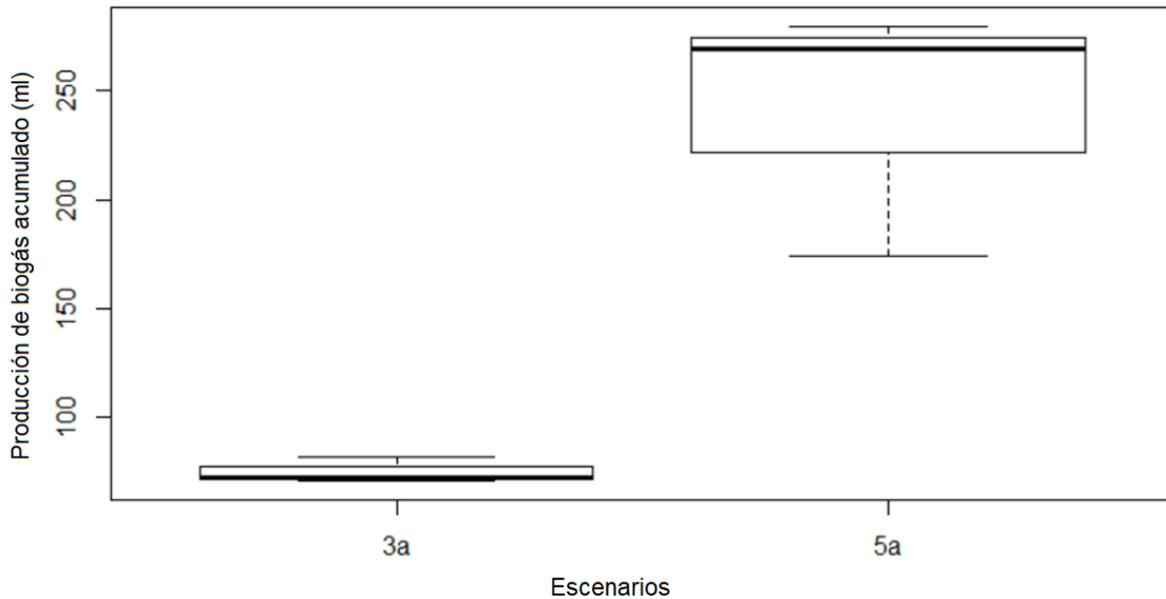


Figura 26. Diagrama de caja para valores de 3a (3 %) y 5a (5 %)

- Análisis estadístico de la productividad de biogás en el PBM experimento 2.

El análisis estadístico para PBM del experimento 2 se llevó a cabo de la misma manera que el anterior (por medio de ANOVA y la prueba de Tukey). El diagrama de caja determinó que los escenarios 90:10 3 % (1a), 90:10 5 % (2a), 80:20 3 % (3b) y 80:20 5 % (4b) tuvieron diferencias si se comparan contra el control (c), debido al posicionamiento de los mismos, esto ocurrió por la poca productividad que se obtuvo en las botellas de control en comparación con las demás botellas.

Con el fin de corroborar la existencia de diferencias entre los escenarios propuestos, se efectuó otro análisis de ANOVA para estos. En la figura 27 se aprecia que los escenarios 2a, 3b y 4b tuvieron valores promedio que se encuentran cercanos entre sí. Cuando se realizó la prueba de Tukey para verificar la existencia o no de diferencias, se obtuvo que entre los escenarios 2a y 1a, 3b y 1a, 4b y 1a hubo diferencias significativas que se evidencian por el valor de probabilidad p que correspondió a 0,01, 0,012 y 0,0059, respectivamente. En el caso

de las combinaciones restantes de 3b y 2a, 4b y 2a, 4b y 3b, no se presentaron diferencias significativas, ya que el valor de p dio mayor al valor de referencia 0,05.

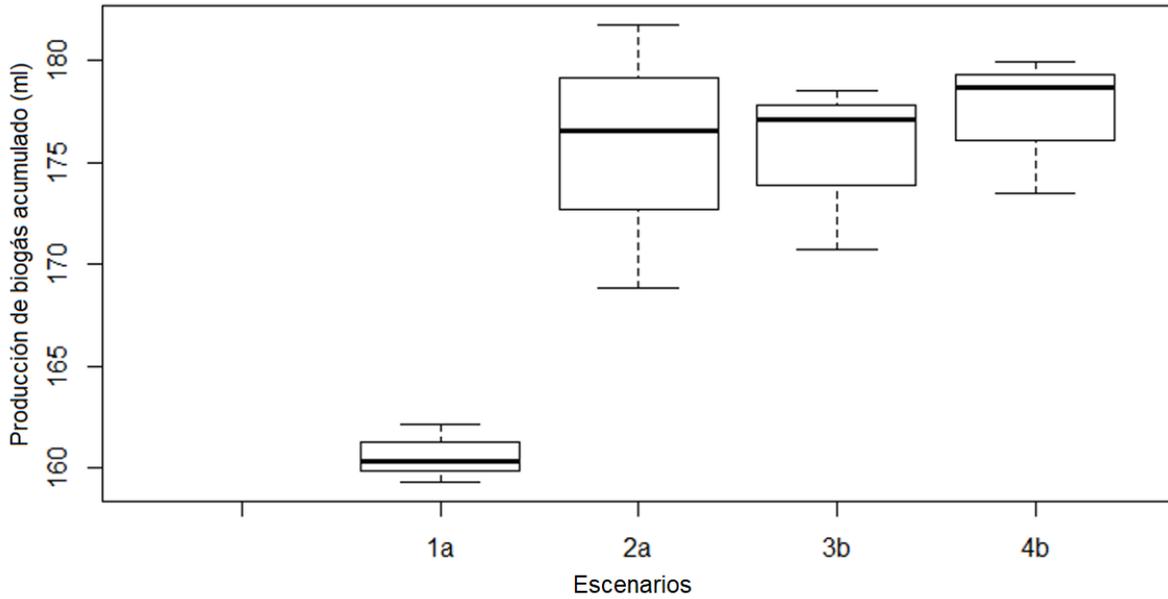


Figura 27. Diagrama de caja del análisis estadístico de PBM del experimento 2 sin tomar en cuenta el control

4.2.4 Caracterización de las mezclas en los digestores después del tratamiento

Después de transcurridos los 30 días del experimento, se abrieron las botellas y se ejecutaron las pruebas de caracterización del efluente de los digestores.

Como se puede observar en la tabla 9, los g/l de ST y SV para el escenario de 3 % correspondieron a 31,01 g/l y 19,70 g/l respectivamente; por su parte, fueron 35,99 g/l de ST y 22,60 g/l de SV para el escenario de 5 %.

Tabla 9. Valores de ST y SV finales para cada escenario de mezcla en las botellas de digestión PBM experimento 1

Escenario	% ST	% SV	ST g/l	SV g/l
3 %	3,10	63,53	31,01	19,70
5 %	3,60	62,80	35,99	22,60

Respecto al experimento 2, en la tabla se exponen los resultados finales de 90:10 5 %, en donde se muestra que el escenario que finalizó con mayor cantidad de porcentaje de sólidos totales correspondió a 90:10 5 % con 0,80 % y el que logró menor porcentaje fue 80:20 3 %. Estos valores son analizados en apartados siguientes en términos de disminución de porcentaje, al ser comparados con el contenido inicial de estos parámetros en cada escenario.

Tabla 10. Valores de ST y SV finales para cada escenario de mezcla en las botellas de digestión PBM, experimento 2

Escenario	% ST	% SV	ST g/l	SV g/l
80:20 3 %	0,51	44,82	5,08	2,22
80:20 5 %	0,71	59,42	7,08	4,22
90:10 3 %	0,68	65,40	6,80	4,43
90:10 5 %	0,80	57,33	7,97	4,56

4.2.5 Balance de masa y energía para el Potencial Bioquímico de Metano (PBM), experimento 1

- Balance de masa PBM, experimento 1

Para realizar el balance de masa dentro de los microdigestores, se tomaron los valores iniciales y finales de sólidos totales y volátiles, cada botella tenía en su interior 150 gramos de mezcla.

En la tabla 11 se presenta que para el escenario de 3 % al inicio se tenían 5,56 g de ST en 150 g de mezcla y 3,50 g de sólidos volátiles. Al final del experimento, se disminuyeron estos valores a 4,45 g y 2,95 g, para ST y SV respectivamente. Esto evidencia una disminución de 16,3 % en sólidos totales y 15,5 % en sólidos volátiles.

Tabla 11. *Sólidos totales y sólidos volátiles iniciales y finales para PBM, experimento 1*

	Iniciales		Finales		% remoción	
	ST (g)	SV (g)	ST (g)	SV (g)	ST %	SV %
3 %	5,56	3,50	4,65	2,95	16,36	15,56
5 %	6,75	4,56	5,40	3,39	20,06	25,71

En cuanto al escenario de 5 %, se tuvieron 6,75 g y 4,56 g de ST y SV, respectivamente, al inicio del experimento; al final quedaron 5,40 g de ST y 3,39 g de SV. Se dio un porcentaje de disminución en la cantidad de sólidos totales de 20 % y volátiles de 25,7 %.

El balance de masa general se realizó con estos parámetros, pero con valores generales de g/l, para tener una visión más amplia de lo que se puede obtener si se aplica esta metodología.

Para los sólidos totales, como se observa en las tablas 12 y 13, ocurrió una diferencia de 6,07 g/l y 9,03 g/l para los escenarios de 3 % y 5 %. El balance mostró que el escenario más eficiente para la remoción de sólidos totales es el de 5 %.

Tabla 12. *Balance de masa para sólidos totales en g/l para los microdigestores en el escenario de 3 % para PBM, experimento 1*

Botella	Entrada (g/l)	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
3,1	35,42	30,74	4,69	13,23
3,2	36,14	31,23	4,91	13,58
3,3	39,65	31,05	8,61	21,70
Promedio	37,07	31,01	6,07	16,17
D.E	1,20	0,17	1,05	3,63

Nota: *D.E.: desviación estándar

Tabla 13. Balance de masa para sólidos totales en g/l para los microdigestores en el escenario de 5 % para PBM, experimento 1

Botella	Entrada (g/l)	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
5,1	44,44	36,30	8,14	18,32
5,2	44,56	35,75	8,80	19,76
5,3	46,08	35,93	10,15	22,03
Promedio	45,02	35,99	9,03	20,04
D.E.	0,92	0,28	1,02	1,87

Nota: *D.E.: desviación estándar

En las tablas 14 y 15 se tiene el balance de masa para los sólidos volátiles, en este se observa que la disminución para el escenario de 3 % fue de 3,62 g/l y para el de 5 % fue de 7,82 g/l, lo cual concuerda con la disminución de los sólidos totales, en donde el escenario de 5 % obtuvo mayor reducción. También es importante notar que este mismo escenario fue el que mayor producción de biogás presentó; por lo tanto, la producción de biogás está directamente relacionada con la disminución de sólidos totales y volátiles. Los microorganismos consumen los sólidos por esta razón; entre mayor presencia de sólidos, mayor consumo y por consiguiente mayor producción de biogás.

Tabla 14. Balance de masa para sólidos volátiles en g/l para los microdigestores en el escenario de 3 % para PBM, experimento 1

Botella	Entrada (g/l)	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
3,1	22,50	19,51	2,99	13,27
3,2	22,76	19,73	3,04	13,35
3,3	24,69	19,85	4,84	19,59
Promedio	23,32	19,70	3,62	15,40
D.E.	1,20	0,17	1,05	3,63

Nota: *D.E.: desviación estándar

Tabla 15. Balance de masa para sólidos volátiles en g/l para los microdigestores en el escenario de 5 % para PBM, experimento 1

Botella	Entrada (g/l)	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
5,1	30,08	22,82	7,26	24,13
5,2	30,09	22,44	7,65	25,42
5,3	31,10	22,54	8,56	27,52
Promedio	30,43	22,60	7,82	25,69
D.E.	0,59	0,20	0,67	1,71

Nota: *D.E.: desviación estándar

En la figura 28.a se aprecia que al inicio del tratamiento las mezclas tenían un color negro y la separación de las fases no era posible verla, también el líquido tenía como característica ser viscoso. En la figura 28.b las fases se pueden distinguir con mucha facilidad, la parte superior de los digestores (efluente) tiene un color gris y es posible ver a través de estos. Lo anterior evidencia que el tratamiento fue capaz de separar los sólidos del fluido y disminuir la carga orgánica del efluente.

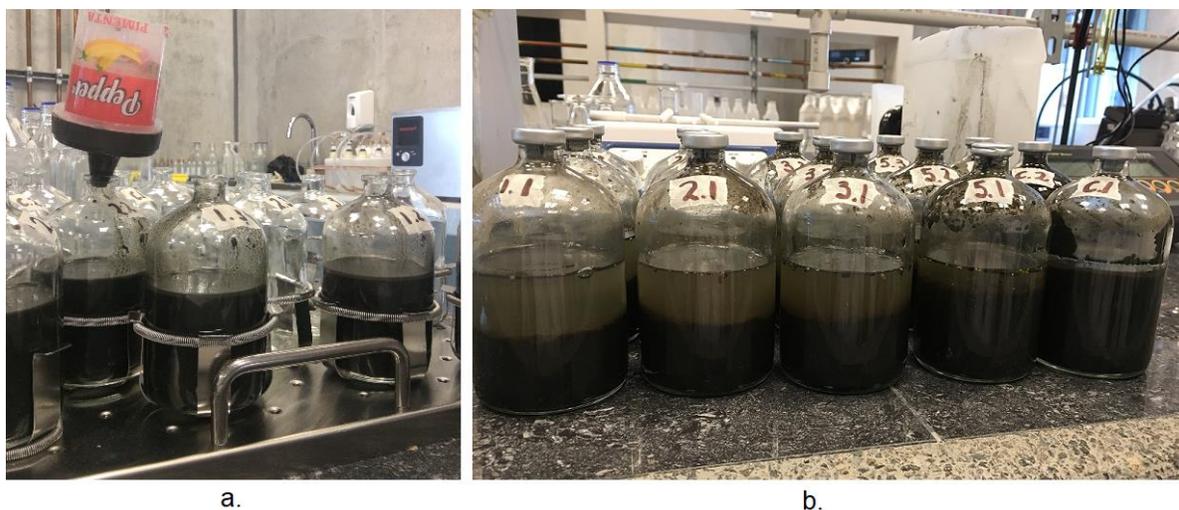


Figura 28. Botellas de microdigestores (a.) antes y (b.) después del tratamiento

- Balance de energía para el PBM, experimento 1

En cuanto a la determinación de la energía presente en la producción de biogás, se hizo uso de la ecuación 26 para cada escenario del experimento 1 (3 % y 5 % ST). Estos valores se muestran en la tabla 16.

Tabla 16. *Balance de energía para PBM, experimento 1*

Parámetros		3%	5%
V total biogás	ml	260,83	1100,5
m biogás	kg	0,00020	0,00083
LHV	MJ/kg	23	23
E biogás	kJ	4,50	18,98

Fuente: Colmenar Santos et al., 2015

Nota: *Densidad de biogás: 0,75 kg/m³. LHV: valor mínimo de combustión

Como se aprecia en la tabla 16, la energía que correspondió al biogás para el escenario de 3 % fue menor a 76 % que la del escenario de 5 %, esto evidencia que en el escenario de 5 %, al ser el que más biogás produjo, se obtuvo mayor cantidad de energía en el sistema. Lo anterior ocurrió debido a que dentro de la botella se dio una mayor cantidad de reacciones químicas que a su vez ayudaron a la producción del biogás contabilizado.

4.2.6 Balance de masa y energía para el potencial bioquímico de metano (PBM), experimento 2

- Balance de masa para PBM, experimento 2

El balance de masa para el experimento 2 se realizó para sólidos totales y volátiles en cada uno de los escenarios y sus réplicas. Por medio de la ecuación 25, se determinó la cantidad de sólidos que se consumían en el sistema (diferencia g/l).

En las tablas 17 y 18 se tienen los valores de remoción para los escenarios 90:10 y 80:20, cada uno con los sólidos totales que corresponden. En cuanto al porcentaje de ST de 3 %, el escenario 80:20 removió mayor cantidad de sólidos totales (79 %) y para 5 %, el escenario más eficiente resultó ser también el 80:20. Respecto a los sólidos totales entre 3 % y 5 %, en el escenario de 80:20 no hubo diferencias, ya que en ambos se removió un 79 % de este parámetro, pero para el escenario de 90:10 se obtuvo una diferencia del 6,39 %.

Tabla 17. Balance de masa para sólidos totales en g/l para los microdigestores en el escenario 90:10 para PBM, experimento 2

Botella	Entrada (g/l)	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
3,1	23,00	6,24	16,76	72,89
3,2	22,98	7,19	15,78	68,69
3,3	22,60	6,98	15,62	69,11
5,1	31,77	8,63	23,14	72,84
5,2	31,77	7,79	23,98	75,47
5,3	32,31	7,51	24,80	76,77
Promedio 3 %	22,86	6,80	16,05	70,23
D.E.	0,22	0,50	0,62	2,31
Promedio 5 %	31,95	7,97	23,97	75,03
D.E.	0,31	0,58	0,83	2,00

Nota: *D.E.: desviación estándar

Tabla 18. Balance de masa para sólidos totales en g/l para los microdigestores en el escenario 80:20 para PBM, experimento 2

Botella	Entrada (g/l)	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
3,1	23,86	5,52	18,34	76,87
3,2	24,92	4,94	19,98	80,18
3,3	24,33	4,78	19,55	80,36
5,1	34,06	6,98	27,08	79,49
5,2	35,25	7,53	27,72	78,65
5,3	33,29	6,74	26,55	79,75
Promedio 3 %	24,37	5,08	19,29	79,14
D.E.	0,53	0,39	0,85	1,97
Promedio 5 %	34,20	7,08	27,12	79,30
D.E.	0,99	0,40	0,59	0,57

Nota: *D.E.: desviación estándar

El balance de masa para los sólidos volátiles se muestra en las tablas 19 y 20. En las cuales si se comparan los escenarios, se determina que el escenario de 80:20 tuvo una mayor remoción de SV que el escenario 90:10. Para 3 %, el primer escenario logró una remoción de 88 % y para 5 %, una remoción de 84 %, en donde estos valores significan un 13 % más de remoción para 3 % y 1,5 % para las réplicas de 5 %.

Tabla 19. Balance de masa para sólidos volátiles en g/l para los microdigestores en el escenario 90:10 para PBM, experimento 2

Botella	Entrada (g/l)	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
3,1	18,80	4,45	14,35	76,32
3,2	18,75	4,44	14,31	76,34
3,3	18,69	4,41	14,28	76,42
5,1	26,79	4,69	22,09	82,48
5,2	26,59	4,79	21,81	82,00
5,3	27,15	4,21	22,94	84,48
Promedio 3 %	18,75	4,43	14,32	76,36
D.E.	0,06	0,02	0,04	0,05
Promedio 5 %	26,84	4,56	22,28	82,99
D.E.	0,28	0,31	0,59	1,31

Nota: *D.E.: desviación estándar

Tabla 20. Balance de masa para sólidos volátiles en g/l para los microdigestores en el escenario 80:20 para PBM, experimento 2

Botella	Entrada (g/l)	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
3,1	18,24	0,98	17,26	94,61
3,2	19,21	2,88	16,33	84,99
3,3	18,945	2,79	16,16	85,30
5,1	26,89	4,00	22,89	85,12
5,2	27,32	4,70	22,62	82,80
5,3	26,02	3,94	22,08	84,84
Promedio 3 %	18,80	2,22	16,58	88,30
D.E.	0,50	1,07	0,59	5,47
Promedio 5 %	26,74	4,22	22,53	84,25
D.E.	0,66	0,42	0,41	1,27

Nota: *D.E.: desviación estándar

Si se compara la remoción dentro de cada escenario, para 80:20 la de mayor porcentaje se obtuvo en 3 % y para 90:10 la de mayor porcentaje se obtuvo en 5 %.

Por consiguiente, el escenario que obtuvo mayor eficiencia en la remoción de sólidos, tanto volátiles como totales, corresponde al de 80:20. Lo anterior coincide con la producción de biogás ya que este escenario fue el que más producción obtuvo; así como en la presencia de restos de comida, en donde al tener menos cantidad que el otro escenario, se dio menos efecto de inhibición de la fase metanogénica.

- Balance de energía para PBM, experimento 2

El balance de energía se realizó por medio de la ecuación 26, esta vez para cada escenario y los porcentajes de sólidos totales requeridos. Los resultados se pueden observar en la tabla 21.

Tabla 21. Balance de energía para PBM, experimento 2

Parámetros	80:20		90:10	
	3%	5%	3%	5%
V total biogás (mL)	495,33	711,67	451,67	707,67
m biogás (g)	0,372	0,534	0,339	0,531
LHV (MJ/kg)	23	23	23	23
E biogás (kJ)	8,54	12,28	7,79	12,21

Fuente: Colmenar et al., 2015

Nota: *Densidad de biogás: 0,75 kg/m³. LHV: valor mínimo de combustión

La mayor cantidad de energía fue obtenida por el escenario 80:20 5 % con un total de 12,28 kJ y la menor se consiguió en el escenario 90:10 3 %. Lo expuesto coincide con los resultados anteriores, debido a que el escenario que generó mayor cantidad de biogás presentó mayor cantidad de energía producida y, a su vez, tuvo la capacidad más alta de reducción de sólidos totales y volátiles.

4.3 Sistema secundario: electrocoagulación

4.3.1 Diseño del prototipo de electrocoagulación

El reactor se construyó de acrílico transparente (ver figura 20a) para facilitar la visualización en el cambio del agua cuando se aplicara el tratamiento. Para esto se establecieron las medidas y se cortó el acrílico a conveniencia. Como segundo paso se utilizó cloroformo como pegamento, este derrite el acrílico, lo que facilita la unión de las piezas. En las esquinas del reactor se empleó silicón para prevenir que existiera alguna fuga del líquido.

Las medidas del reactor correspondieron a: altura de 0,22 m, ancho de 0,12 m, largo de 0,1 m, y también se tomó en cuenta un borde libre de 0,05 m para evitar el derrame de la espuma que se produce a lo largo del ensayo. Este reactor tuvo un volumen total de 2,64 L (ver tabla 22). Asimismo, en la cara frontal del reactor se instaló una llave de paso a 10 cm de la base, a esta altura se considera que la separación del líquido es visible y, de este modo, se maximizó la eficiencia en la toma de muestras del líquido durante y después del tratamiento.

Tabla 22. Medidas del reactor de acrílico para el proceso de electrocoagulación

Dimensión	Valor	Unidad
Borde libre	0,05	m
Largo	0,1	m
Ancho	0,12	m
Alto	0,22	m
Volumen total	0,00264	m ³
	2,64	L

Para mayor facilidad en el manejo y estabilidad de las barras de metal que se necesitan en el reactor, se construyó un armazón de PVC como soporte. En la parte central se colocaron dos tubos, también de PVC, y a cada uno se le confeccionaron tres agujeros distanciados a 3

cm entre sí para que las barras cuelguen a esa distancia específica (figura 29 b), lo cual se acató de recomendaciones brindadas por referencias bibliográficas.

Los electrodos utilizados fueron platinas de acero al carbono 1020 de 1 pulgada (2,54 cm), este es un material de bajo costo y también corresponde a uno de los materiales altamente empleados en estos sistemas.

Para la suspensión de las barras de acero, se utilizaron piezas de metal, que fueron colocadas en el centro del ancho de la barra. Cabe mencionar que las barras estaban unidas por medio de tornillos de metal que cumplieron la función tanto de soporte como para respetar el distanciamiento entre las barras (3 cm). De igual modo sirvieron como puente conductor de la electricidad en un circuito en paralelo.

La colocación de las barras dentro del reactor y su acomodo se estableció por conveniencia del equipo y de los materiales que se tuvieron a la hora de construir las barras. Las barras fueron de 1 pulgada de ancho, siguiendo el área requerida para tratar el volumen establecido por la relación de $11,61 \text{ m}^2/\text{m}^3$, por lo cual se debió alcanzar modificando el largo de las mismas. Por esta razón, el reactor fue un recipiente que tuvo mayor alto que ancho. Otra característica relevante fue la conveniencia de que el reactor fuera de una altura mayor, pues la separación se da más uniformemente, lo que ayudó a que se viera mejor y se pudieran extraer las muestras de manera eficiente.

La fuente de poder se conectó por medio de lagartos a los electrodos, de forma paralela. Se utilizó un amperaje de 2,5 A, el cual se mantuvo constante.

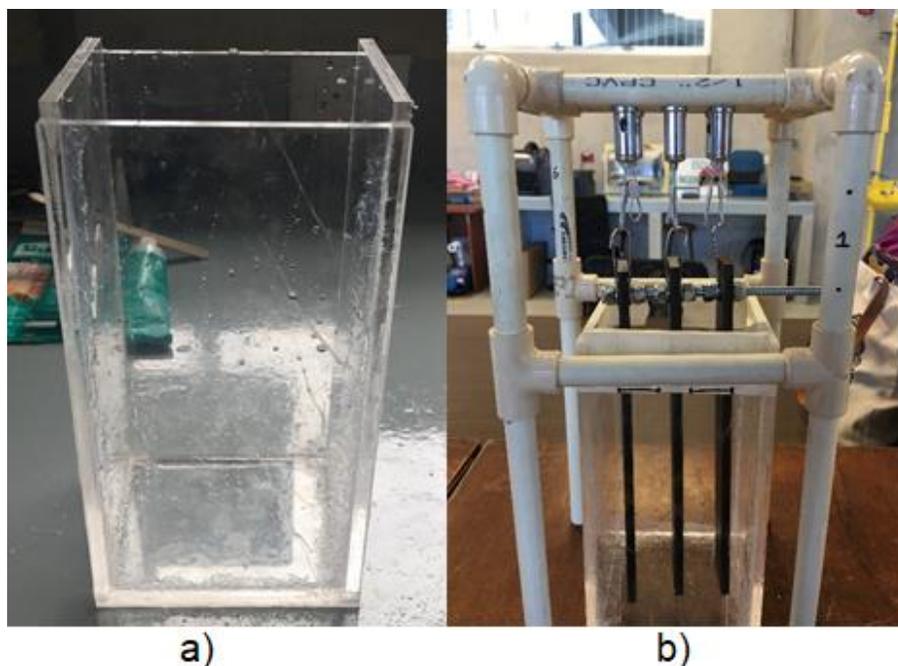


Figura 29. a) Caja de acrílico que funciona como reactor. b) Armazón de PVC para soporte de las placas de metal

El mantenimiento del equipo se consideró en el diseño de este. Así, se previó que las barras de metal pudieran ser desmontadas de los tubos de PVC y tornillos que las soportan, de esta manera se enjuagaron con agua cada vez que se les dio uso. Cabe mencionar que a las barras se les adhieren partículas de lodos y espumas, por lo tanto es importante que el agua utilizada para lavarlas sea desechada correctamente en el laboratorio.

Como resumen de la construcción del prototipo de EC, es necesario señalar que parámetros como los valores de relación entre el área del electrodo y volumen por tratar, el amperaje por utilizar, la separación de las barras y el tiempo de retención, que se expusieron, se determinaron por medio de bibliografía, sin embargo se ajustaron a materiales y equipo a disposición en el momento del desarrollo del experimento.

4.3.2 Materia prima para ensayos de electrocoagulación

La mezcla inicial de electrocoagulación debía tener el mismo porcentaje de sólidos totales que la salida de los microdigestores, lo cual corresponde a 3,6 %. En la tabla 23 se observa que los valores iniciales de los ensayos fueron 3,10 % y 3,42 % de sólidos totales. Se optó por presentar estos parámetros iniciales para cada ensayo por separado debido a que más adelante se hace un análisis del consumo de electricidad del tratamiento a partir de estos valores.

Tabla 23. Caracterización inicial para la mezcla utilizada en la electrocoagulación

Ensayos	% ST	% SV	ST g/l	SV g/l
1	3,10	70,65	31,02	21,92
2	3,42	70,43	34,25	24,12

4.3.3 Parámetros y proceso del tratamiento secundario de electrocoagulación

En el tratamiento secundario se utilizaron 2 litros de mezcla y el proceso tuvo una duración de 70 minutos. Se extrajeron muestras a los 25, 45, 60 y 70 minutos con la finalidad de ver el cambio en los parámetros en cada una de esas etapas.

Se realizaron dos ensayos por separado y se analizaron ambos con el propósito de determinar si se presentan cambios en la remoción y características finales del líquido por tratar según la potencia aplicada en cada uno de estos. Al respecto, el amperaje cambió de acuerdo con las características del agua.

Para estos dos ensayos se decidió tener como constante el amperaje del sistema, debido a que esta fue una recomendación que se siguió de los artículos consultados sobre el tema, en donde se logró una mayor eficiencia de esta manera; por lo tanto, dependiendo de las

características y resistencia que tenga el fluido, el voltaje será mayor o menor. El amperaje elegido para los ensayos del sistema correspondió a 2,5 A.

- Ensayo 1

El primer ensayo se llevó a cabo con un amperaje de 2,5 A y un voltaje de 5,6 V, y la separación de las capas en ambos ensayos se empezó a notar entre los diez y quince minutos de tratamiento. Esto se observa en la figura 30, donde el inicio del tratamiento (a.) se nota de un color muy oscuro y opaco, tanto que no se puede ver a través del líquido. Luego se dio paso a la separación (b.), la cual se aprecia en el lado derecho de la imagen, aquí apenas habían transcurrido doce minutos de empezar el ensayo. Al final del tratamiento, a los 60 minutos (c.), la separación de las capas fue evidente, el efluente fue de color claro y a diferencia del inicio, sí se pudo ver a través de él.

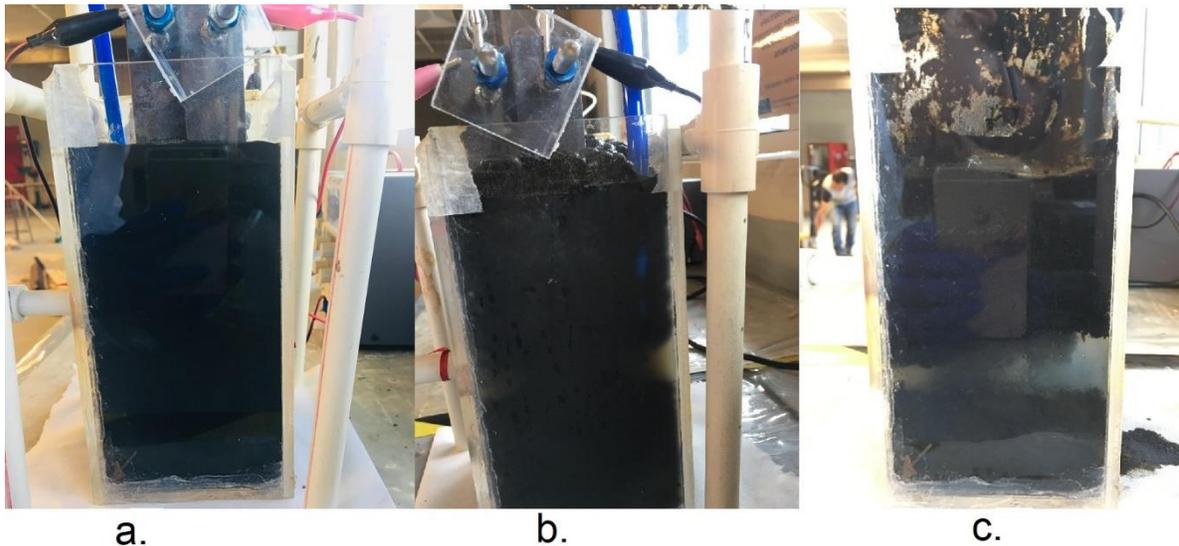


Figura 30. Primer ensayo de electrocoagulación, separación de las capas

Al final del experimento se extrajeron las muestras que se exponen en la figura 31. El recipiente número 1 es el lodo de la parte inferior del sistema; el recipiente 2 es el lodo superior; el recipiente 3 es la mezcla inicial, la cual se observa de un color negro muy opaco;

el recipiente 4 es la muestra a los 25 minutos, en donde se aprecia que la parte superior del agua está de color claro, no obstante tuvo mayor cantidad de sólidos sedimentables que el resto; el vial 5 es a los 40 minutos; el vial 6, 7 y el recipiente 8 es a los 60 minutos, en este último se tuvo la menor cantidad de sólidos sedimentables en comparación a las demás muestras; finalmente, el vial 9 se obtuvo después de dejar reposando el sistema por 30 minutos.

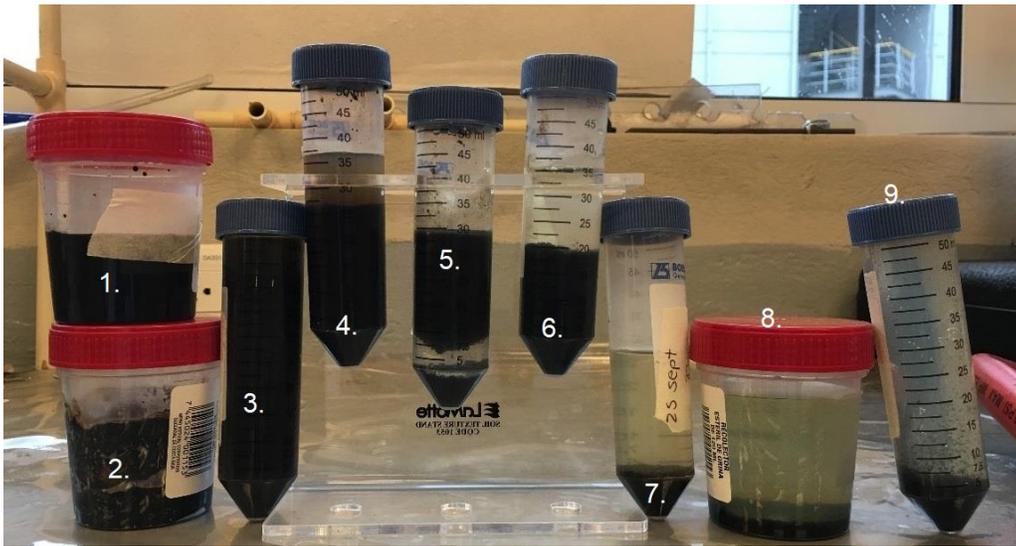


Figura 31. Muestras para el primer ensayo de electrocoagulación

- Ensayo 2

El segundo ensayo se aprecia en la figura 32. Se realizó con 9,4 V y 2,5 A y la primera separación en el tratamiento ocurrió a los quince minutos, la cual se observa en la imagen del centro en la parte superior, tanto del lado derecho como del lado izquierdo. En la parte c de la figura se muestra cómo al cabo de 70 minutos sucedió la separación completa de las fases, en donde el agua del centro se ve clara y lo demás corresponde a los lodos.

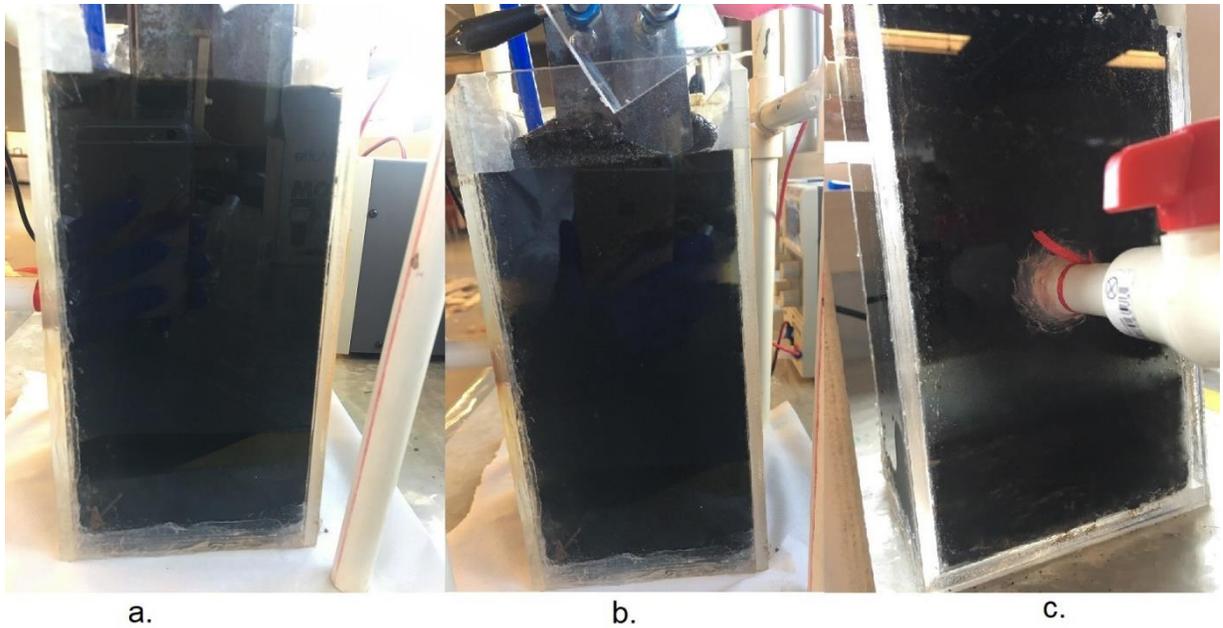


Figura 32. Segundo ensayo de electrocoagulación

En la figura 33 se evidencia el cambio conseguido a lo largo de todo el procedimiento en el efluente del tratamiento secundario, en donde el último vial (izquierda a derecha) presentó un color más claro y menos sólidos sedimentables en el proceso. Cabe mencionar que en relación con la extracción de las muestras en estos ensayos, se tuvieron dificultades para no contaminar las mismas, ya que al ser un recipiente pequeño, se puede llegar a tomar lodo y no propiamente el efluente del centro.

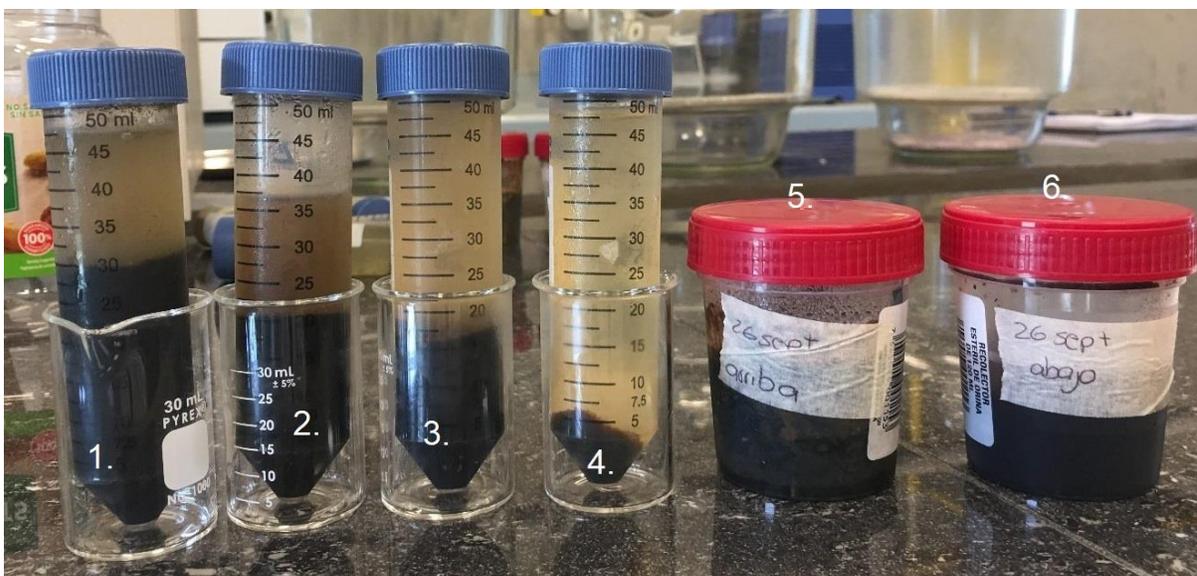


Figura 33. Muestras para el segundo ensayo de electrocoagulación

Se realizó el proceso de centrifugado de la muestra utilizando el equipo BIOBASE BKS-TL6 y se configuró a 1 000 revoluciones por 30 minutos con una muestra de 2,5 ml que se extrajo a los 60 minutos del proceso de electrocoagulación, con el objetivo de establecer si este proceso era necesario al terminar el tratamiento secundario.

La mezcla de inicio que se introdujo en la centrífuga se muestra en la figura 34a, en donde se nota la apariencia opaca y con cantidad de sólidos elevada; las figuras 34b y 34c son fotografías de cómo salió la muestra de la centrífuga después del proceso, en estas se observa una apariencia de bajos sólidos totales y se puede extraer con facilidad sin alterar los sólidos que sedimentaron gracias al proceso de centrifugado.

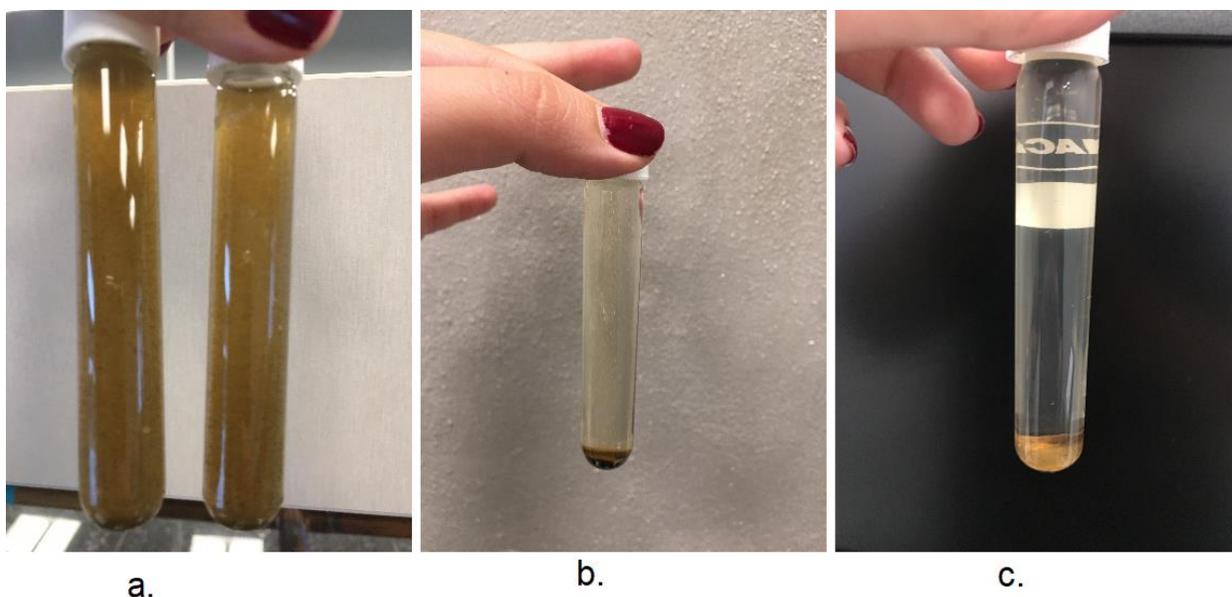


Figura 34. a) Muestra antes de la centrifuga, b) y c) Muestras después del centrifugado

4.3.4 Balance de masa después del tratamiento secundario de electrocoagulación

Para caracterizar la materia prima, se hicieron pruebas de sólidos totales y volátiles. En cuanto a la muestra de 60 minutos, se tomó una parte y se introdujo en la centrifuga para establecer si existía una diferencia entre las muestras sin centrifuga y con proceso de centrifugado.

En las tablas 24 y 25 se presentan los resultados del balance de masa para el primer ensayo de electrocoagulación. En este se tuvo al inicio del procedimiento 21,92 g/l de sólidos volátiles y 31,02 g/l de sólidos totales. A lo largo del tiempo de tratamiento se reflejó una disminución para ambos casos (ST y SV); la diferencia entre la entrada y la salida a los 25 minutos fue de 21,50 g/l para ST y 13,67 g/l para SV, esto representó una remoción del 69,29 % para el primer caso y 62,36 para el segundo, lo cual son porcentajes bastante altos y significativos para una remoción de contaminantes.

En el caso del uso de la centrífuga, la muestra obtuvo un porcentaje de remoción de 70,85 %, pero la misma muestra sin este procedimiento obtuvo 69,96 %, por lo que se concluyó que el uso de la centrífuga para este caso no tuvo significancia en el cambio del porcentaje de ST. Cabe resaltar que entre la muestra de 25 minutos y la de 60 minutos no se presentó mayor diferencia de porcentaje de remoción, apenas disminuyó en 0,6 %, esto para los sólidos totales; sin embargo, sucedió lo mismo para SV, en donde la diferencia entre las remociones de 25 minutos y de 60 minutos fue de 0,95 %. El valor de ST y SV para los lodos de la parte superior correspondió a 60,48 g/l y 25,59 g/l, respectivamente. Para los lodos que se alojaron en la parte inferior del reactor, los valores de ST y SV fueron 37,34 g/l y 25,59 g/l, respectivamente.

Tabla 24. *Balance de masa para sólidos totales al aplicar el tratamiento de electrocoagulación (primer ensayo)*

Muestra	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
25 min	9,53	21,50	69,29
45 min	9,34	21,68	69,88
60 min	9,32	21,70	69,96
70 min	9,17	21,85	70,44
Centrífuga	9,04	21,98	70,85

Nota: *Se tiene un valor de entrada de 31,02 g/l de sólidos totales

Tabla 25. *Balance de masa para sólidos volátiles al aplicar el tratamiento de electrocoagulación (primer ensayo)*

Botella	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
25 min	8,25	13,67	62,36
45 min	8,11	13,80	62,98
60 min	8,04	13,88	63,31
70 min	7,78	14,13	64,49
Centrífuga	8,30	13,62	62,12

Nota: *Se tiene un valor de entrada de 21,92 g/l de sólidos volátiles

En las tablas 25 y 26 se presentan los resultados del balance de masa para el segundo ensayo de electrocoagulación. En este se tuvo al inicio del procedimiento 24,12 g/l de sólidos volátiles y 34,25 g/l de sólidos totales. A lo largo del tiempo de tratamiento, se reflejó una disminución para ambos casos (ST y SV), la diferencia entre la entrada y la salida a los 25 minutos fue de 24,88 g/l para ST y 15,96 g/l para SV; estas diferencias fueron mayores en porcentaje de remoción que en el experimento número 1.

Es necesario destacar que entre la muestra de 25 minutos y la de 60 minutos no se tuvo mayor diferencia de porcentaje de remoción. El valor de ST y SV para los lodos de la parte superior correspondió a 38,41 g/l y 26,52 g/l, respectivamente. Por su parte, para los lodos que se alojaron en la parte inferior del reactor, los valores de ST y SV fueron 8,17 g/l y 6,97 g/l, respectivamente.

Tabla 26. Balance de masa para sólidos totales al aplicar el tratamiento de electrocoagulación (segundo ensayo)

Botella	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
25 min	9,37	24,88	72,64
45 min	9,22	25,03	73,09
60 min	8,17	26,08	76,14
70 min	8,08	26,16	76,39
Centrífuga	7,98	26,26	76,69

Nota: *Se tiene un valor de entrada de 34,25 g/l de sólidos totales

Tabla 27. Balance de masa para sólidos volátiles al aplicar el tratamiento de electrocoagulación (segundo ensayo)

Botella	Salida (g/l)	Diferencia (g/l)	% de remoción
25 min	8,16	15,96	66,17
45 min	8,00	16,12	66,85
60 min	6,97	17,15	71,10
70 min	6,79	17,33	71,85
Centrífuga	7,15	16,97	70,35

Nota: *Se tiene un valor de 24,12 g/l de sólidos volátiles

5 Diseño final del sistema para una familia de cinco personas

5.1 Sistema primario

En cuanto al diseño funcional de un sistema anaeróbico que pueda abastecer una casa con cinco personas, se optó por el escenario que tuvo mayor eficiencia en los ensayos de laboratorio, es decir, el escenario 80:20 con sólidos totales de 5 %.

Por día al digestor le entraron 2 500 g de desechos de alimentos, 8 335 g de agua residual y 83,85 g de agua pura; esto para cumplir con la proporción y los sólidos totales establecidos. Cada día al digestor le entraron 10 918 g de mezcla. Para obtener el tamaño del digestor que se necesitaba, se multiplicó la masa de la mezcla por la cantidad de días que corresponden al tiempo de retención hidráulica, que por recomendaciones teóricas es de 20 días. Con la finalidad de establecer el volumen requerido, se consideró que la densidad del fluido es igual a la densidad del agua, por lo tanto se necesitó un volumen de 219 L en el digestor.

5.2 Sistema secundario

Para el diseño se consideró un tiempo de retención hidráulica de un día, por consiguiente el tanque de electrocoagulación debió tener una capacidad de 1 000 L (1 m³) de agua residual o mezcla por día. Las características físicas del agua que entrara al reactor fueron las mismas que las de la salida del sistema primario, que en este caso fue el sistema anaeróbico.

Las medidas para la caja se aprecian en la tabla 28. En esta se tiene un borde libre de 60 cm, más un alto de 125 cm, un ancho de 110 cm y un largo de 80 cm; lo anterior dio un volumen total de 1 628 litros. Es importante considerar la generación de lodos, tanto en el fondo del tanque como en la parte superior del mismo.

Se propone realizar dos salidas de este reactor, la primera para evacuar los lodos de la parte inferior del tanque, los cuales pueden ser utilizados como materia prima para la elaboración de fertilizantes o diversas actividades que requieran sustratos con contenidos elevados de sólidos totales y nutrientes; la segunda salida sería a las tres cuartas partes de la altura del reactor en donde se localiza el agua que ha sido limpiada.

Tabla 28. *Medidas para el reactor de electrocoagulación para 1 000 litros por día*

Medidas para construcción		
Borde libre	0,60	m
Largo	0,80	m
Ancho	1,1	m
Alto	1,25	m
Volumen total	1,63	m ³
	1 628,0	L

En la tabla 29 se presentan las dimensiones de los electros que fueron utilizados en el sistema, los cuales tuvieron un área de 0,40 m² y para cumplir con la relación que se propuso

en el diseño para el sistema de laboratorio, se debió colocar una cantidad total de catorce pares de electrodos (28 unidades).

Tabla 29. *Medidas para los electrodos de acero al carbono para el tanque de 1000 litros por día*

Electrodos		
Largo	45	pulg
	114,3	cm
Ancho	14	pulg
	35,56	cm
Área	4 064,51	cm ²
Cantidad	28	
Área total	113 806,2	cm ²
	11,38	m ²
Relación	11,38	m ² /m ³

Los electrodos fueron colocados de manera que en la cara de 88 cm se ubicaran de forma paralela espaciados 6 cm entre sí en dos filas y en la cara de 110 cm del frente se ajustaron teniendo un espacio de 10 cm con el tanque y de 18 cm entre sí en dos filas.

Las dimensiones de los electrodos y el reactor se muestran en la figura 35.

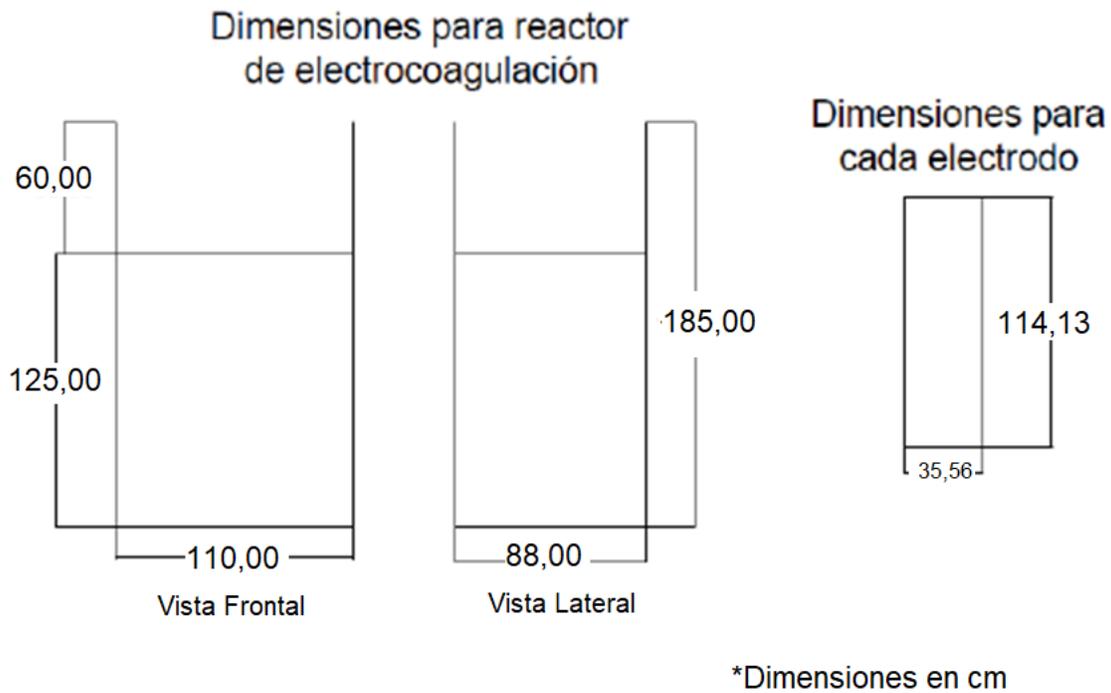


Figura 35. Dimensiones del reactor para la electrocoagulación de 1 000 L y dimensión de los electrodos por utilizar

El sistema se propuso manejar en términos de kW para tener una visión de la cantidad de amperaje y voltaje que requiere el sistema. Debido a que no se pudo determinar el voltaje utilizado ya que dependía de la resistencia del agua que se trató, se asumió un voltaje igual que en los estudios llevados a cabo a escala de laboratorio y se averiguó el amperaje necesario para tratar el fluido.

Se hizo una relación entre el consumo de energía que se obtuvo en los ensayos de laboratorio, en donde 5,87 kWh correspondió al mayor valor presentado, por lo tanto con esta energía se determinó la cantidad de kW que se consume en 30 minutos de trabajo del sistema, dando como resultado 11 750 W, y si se mantiene el amperaje de laboratorio de 9,4 V, se obtiene un amperaje de 1 250 A para tratar una cantidad de 1 000 L por día durante 30 minutos.

5.3 Factibilidad del sistema

La factibilidad del sistema se determinó por medio del balance de energía que se identificó a partir del análisis de los gastos energéticos, tanto para el consumo como para la generación de energía, que se presentaron en el sistema que funcionó en una casa ocupada por cinco personas, en la cual se producen 1 000 litros de agua residual por día y 2,48 kg de restos de alimentos por día.

Para el diseño de la figura 36, se consideró un tanque séptico de 1,248 m³. Este volumen se determinó según el Código de Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias del Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos (2017), por lo cual los cálculos se llevaron a cabo a partir de la cantidad de personas que utilizarían el sistema y el caudal que le entra diariamente al tanque séptico. Asimismo, el volumen del sistema anaeróbico correspondió a 0,22 m³ y el volumen del electrocoagulador fue de 1 m³, como se especificó con anterioridad. Se tomó en cuenta que el tiempo de retención fue de 24 horas y el diámetro de las tuberías fue de 4 pulgadas.

Como se aprecia en la figura 36, el sistema empieza en el tanque séptico al cual le ingresan 1 000 L por día. Posterior a este, se pasa al sistema anaeróbico en el que con ayuda de los restos de alimentos y el agua residual del tanque, se alcanzó el porcentaje de sólidos totales necesarios para su correcto funcionamiento, en este caso 5 %. Para el sistema de electrocoagulación, se consideró el efluente del sistema anaeróbico y también se tomó parte de los lodos del tanque séptico con el fin de aumentar la materia orgánica debido a que el sistema funciona de mejor manera si se tiene más cantidad de sólidos.

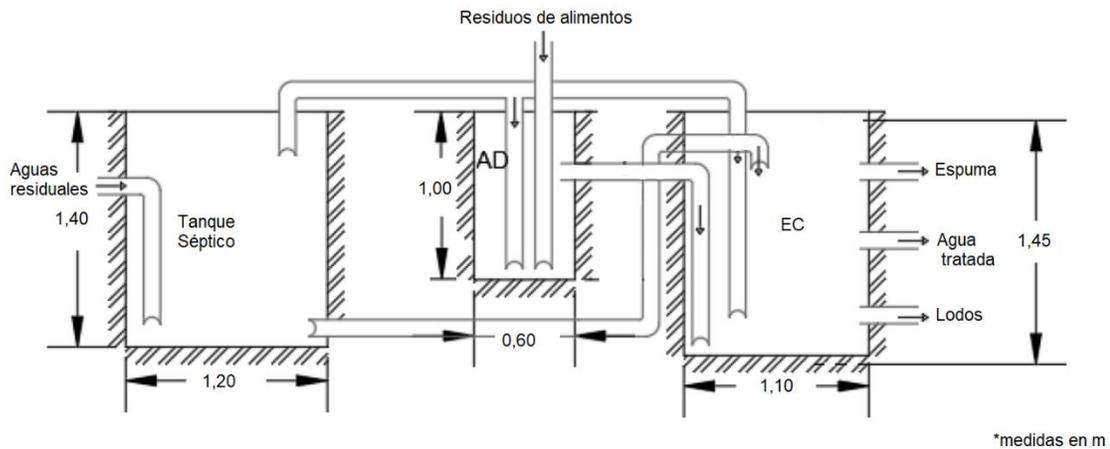


Figura 36. Dimensiones del sistema propuesto para una casa de habitación de cinco personas

5.3.1 Energía generada en el sistema anaeróbico

Con la finalidad de establecer el balance de energía que se generó por el sistema anaeróbico en las condiciones presentadas con anterioridad, se efectuó una relación de producción de biogás entre el prototipo a escala de laboratorio y el de escala real.

Por consiguiente, se tomó en cuenta que la producción del digester a escala real debía tener la misma proporción que la del tamaño pequeño. Para el digester pequeño se contó con 181 ml de biogás por gramos de SV y se alimentó con 10,83 kg de restos de comida por día, de los cuales 1 778 g fueron SV; por otra parte, del digester grande se obtuvo 321,9 L de biogás por día (0,32 m³ de biogás).

Para determinar la energía en kWh producida por el digester, sin conocer la composición del biogás que se tuvo como producto, se tomó el dato teórico para el poder calorífico del biogás, el cual corresponde a 6,5 kWh por cada m³ producido (Colmenar Santos et al., 2015). A partir de esto, se obtuvo la cantidad de energía generada de 2,09 kWh/día.

5.3.2 Energía consumida en el sistema de electrocoagulación

Con el propósito de realizar cálculos de consumo eléctrico y, de esta manera, optimizar el procedimiento y que no se haga un gasto innecesario de recursos, se identificó que el tratamiento de electrocoagulación alcanza un nivel moderado a los 30 minutos; por lo tanto, se propuso efectuarlo en esa cantidad de tiempo, debido a que tiene una diferencia de disminución de ST y SV muy pequeña, entre 25 minutos y 60 minutos.

En las tablas 30 y 31 se toman en cuenta los datos de voltaje, amperaje, volumen tratado y tiempo definido de electrocoagulación para llevar a cabo los cálculos de kWh de consumo. En el ensayo 1, se gastaron 0,014 kW para tratar 2 L de agua; si esto se traduce a los 1 000 litros por día de agua residual que se producen en una casa con una cantidad promedio de cinco personas, se tiene un gasto de 3,5 kWh de consumo eléctrico si se hace uso de esta tecnología. En el caso del ensayo 2, estos valores correspondieron a 0,0235 kW para 2 litros, lo que equivale a 5,87 kWh para 1 000 L.

Tabla 30. Consumo eléctrico del tratamiento de electrocoagulación para el ensayo 1

Ensayo 1		
5,6	V	Voltaje usado en el escenario
2,5	A	Corriente usada en el escenario
2	L	Tratados en el escenario
0,014	kW	kW utilizados en el experimento
0,007	kW/l	kW/l de agua residual
0,5	h	Tiempo de tratamiento por día 25 minutos
0,0035	kWh/l	
1 000	l	Agua residual por día para cinco personas
3,5	kWh	Para tratar 1 000 L por día

Tabla 31. Consumo eléctrico del tratamiento de electrocoagulación para el ensayo 2

Ensayo 2		
9,4	V	Voltaje usado en el escenario
2,5	A	Corriente usada en el escenario
2	L	Tratados en el escenario
0,0235	kW	kW utilizados en el experimento
0,01175	kW/l	kW/l de agua residual
0,5	h	Tiempo de tratamiento por día 25 minutos
0,005875	kWh/l	
1 000	l	Agua residual por día para cinco personas
5,875	kWh	Para tratar 1 000 por día

Según la bibliografía, la mayoría de los tratamientos se ejecutan en 60 minutos, por esta razón también se especifica el consumo en kWh para ambos ensayos a los 60 minutos. En el ensayo 1, se tiene un consumo de 7 kWh y para el ensayo 2 un consumo de 11,75 kWh.

De acuerdo con la Compañía Nacional de Fuerza y Luz (citada por el ICE, s.f.), la tarifa para consumos entre los 0-300 kWh es de 27,26 colones, esto si el tratamiento se realiza en horas específicas que no correspondan a horas “pico”; entonces, aplicando esta tarifa, por día se gastarían 95,41 colones en el primer ensayo y 160,3 colones para el segundo ensayo.

Es importante notar que en el ensayo 2 se tuvo un mayor consumo de electricidad a los 30 minutos de ensayo, lo cual concuerda con las características de ST y SV que se obtuvieron al final del experimento, debido a que en este ensayo se lograron valores más altos de remoción para los tres parámetros en discusión. Por consiguiente, entre más kWh se inviertan en el sistema, el porcentaje de remoción será más alto.

6 Conclusiones

A continuación, se formulan las conclusiones para este trabajo de graduación:

- En el ensayo de PBM del experimento 1, el escenario con mayor concentración de sólidos totales (5 %) obtuvo un mejor desempeño, disminuyendo en 20 % los sólidos totales y en 25,7 % los sólidos volátiles.
- Respecto al experimento 1, en el escenario de 5 % sólidos totales, se dio la mayor producción en el volumen de biogás producido.
- En el ensayo de PBM del experimento 2, se determinó que los escenarios de 80:20 y 90:10 fueron los mejores, al presentarse la mayor cantidad de remoción de sólidos totales y sólidos volátiles.
- En el escenario 80:20 del PBM experimento 2, el mejor escenario en la remoción de ST y SV se dio en el porcentaje de 5 % sólidos totales.
- Se establece que la diferencia entre los experimentos radica en los escenarios propuestos y no en el porcentaje de sólidos totales.
- Se diseñó y construyó el sistema de electrocoagulación a escala de laboratorio para tratar 2 litros de agua residual en cada ensayo.
- El proceso de electrocoagulación disminuyó hasta en un 74 % los sólidos totales de un efluente y en 67 % los sólidos volátiles.
- Se concluye que con la exposición de 30 minutos de un efluente a un tratamiento de electrocoagulación, se lograron remociones óptimas de ST y SV.
- A los 30 minutos de exposición, con un amperaje de 2,5 A y voltaje de 9,4 V, ocurrió un consumo de 0,0235 kW para dos litros de agua residual de ensayo.

- En el agua residual utilizada al inicio de todo el experimento (entrada del AD), se tuvieron 29,03 g/l de ST y 18,25 g/l de SV. Para la salida del sistema EC, se registraron 9,53 g/l de ST y 8,25 g/l de SV. Lo anterior evidencia que en todo el tratamiento desde la entrada de AD hasta la salida del EC se consiguió un porcentaje de remoción de 67 % para ST y de 55 % para SV.
- Para que el sistema anaeróbico cumpla con el diseño de una casa con cinco personas, se obtuvo que el volumen requerido para este debe ser de 216,6 L, y producirá un total de 343 kWh por día de energía.
- Escalando el sistema de electrocoagulación para un volumen de 1 000 litros de agua residual por día, el consumo para el tratamiento de electrocoagulación sería de 5,88 kWh/día.
- La energía generada en el digestor (2,09 kWh/día) es capaz de abastecer cerca del 60 % de la energía necesaria en el sistema de electrocoagulación (3,5 kWh/día).

7 Recomendaciones

A continuación, se plantean las recomendaciones para un futuro análisis vinculado al tema de este trabajo de graduación:

- Usar paneles solares para satisfacer la demanda de consumo energético que se tiene en la parte del tratamiento secundario, debido a que la producción de energía que se da en el tratamiento primario es menor que la necesaria en el segundo paso.
- Considerar el diseño del tanque de electrocoagulación, de manera que el efluente no sea contaminado por la espuma o los lodos sedimentados en la parte inferior.
- Realizar pruebas experimentales que hagan uso de un mayor amperaje, con el objetivo de lograr una reducción de tiempo y a la vez garantizar la remoción de los contaminantes para que sea un sistema eficiente.
- Caracterizar los lodos y la espuma del sistema de electrocoagulación podría establecer los posibles usos o formas de descarte que se les atribuyan a estos materiales al finalizar el tratamiento secundario.
- Cuantificar los lodos y la espuma que proviene del sistema de EC serviría de apoyo para tener una idea entre la relación del volumen de agua residual tratada y la producción de lodos como residuo del proceso.
- En cuanto al posible uso del lodo de la electrocoagulación, pueden investigarse procesos de estabilización por medio del uso de cemento y arcilla. De esta manera, se pueden fabricar bloques o estructuras que no requieran alto grado de resistencia. Lo anterior permite el descarte adecuado de los lodos y también es una forma de inmovilizar los metales pesados para que no perjudiquen al medio ambiente.

- Otro uso que se les puede dar a los lodos de EC, después de caracterizarlos y descartar la presencia de metales pesados en rangos no permitidos por las autoridades pertinentes, es emplearlos como fertilizantes y abono. Estos se agregan directamente a la tierra, la cual será utilizada con fines agrícolas.
- El agua que es tratada por medio de este sistema puede ser utilizada en sistemas de riego.

8 Bibliografía

- Adhoum, N., Monser, L., Bellakhal, N. y Belgaied, J. (2004). Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr(VI) by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 3(112), 207–213. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.04.018>
- Adhoum, N. y Monser, L. (2004). Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. *Chemical Engineering and Processing*, 43(10), 1281–1287. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.cep.2003.12.001>
- Adyel, T. M., Rahman, S. H., Khan, M. e Islam, N. (2012). Analysis of Heavy Metal in Electrocoagulated Metal Hydroxide Sludge (EMHS) from the Textile Industry by Energy Dispersive X-Ray Fluorescence (EDXRF). *Metals*, 2(4), 478–487. Recuperado de: <https://doi.org/10.3390/met2040478>
- Angulo, F. (2013). *Decimonoveno Informe del Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible: Manejo, disposición y desecho de las aguas residuales en Costa Rica*. Costa Rica: Programa Estado de la Nación. Recuperado de: http://www.estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/019/angulo_2013.pdf
- Arango, A. y Garcés, L. (2007). Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Revista Universidad EAFIT*, 43(147), 56–67.
- Asamblea Legislativa de Costa Rica. (24 de junio de 2010). Ley para la Gestión Integral de Residuos. (Ley n.º 8839, 2010). Publicada en La Gaceta n.º 135 del 13 de julio de 2010.
- Baccioli, A., Ferrari, L., Guiller, R., Yousfi, O., Vizza, F. y Desideri, U. (2019). Feasibility Analysis of Bio-Methane Production in a Biogas Plant: A Case Study. *Energies*, 12(3).

Recuperado de: <https://doi.org/10.3390/en12030473>

- Barbosa Briao, V., Hemkemeir, M., Steffanello Piccin, J. y Barbosa Briao, E. (2016). *Micro and ultrafiltration coupled with electrocoagulation for the advanced treatment of sewage for urban water reuse*. Estados Unidos: Nova Science Publishers.
- Bartram, J., Ballance, R., World Health Organization y United Nations Environment Programme. (1996). *Water Quality Monitoring-A Practical Guide to tge Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Londres: E & FN Spon. Recuperado de: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41851>
- Bautista, A. (2010). *Sistema biodigestor para el tratamiento de desechos orgánicos*. (Trabajo de graduación de Ingeniería Técnica en Mecánica). Universidad Carlos III de Madrid. España. Recuperado de: <https://e-archivo.uc3m.es/handle/10016/10807>
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O. y Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117–125. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.09.002>
- Beltrán, K. (2015). *Diseño y construcción de un electrocoagulador controlado por Labview*. Universidad Santo Tomás. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/302357083_DISENO_Y_CONSTRUCCION_DE_UN_ELECTROCOAGULADOR_CONTROLADO_POR_LABVIEW
- Bergmann, H., Rittel, A., Iourtchouk, T., Schoeps, K. y Bouzek, K. (2003). Electrochemical treatment of cooling lubricants. *Chemical Engineering and Processing*, 42(2), 105–119. Recuperado de: [https://doi.org/10.1016/S0255-2701\(02\)00020-X](https://doi.org/10.1016/S0255-2701(02)00020-X)
- Bukhari, A. (2008). Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. *Bioresource*

- Technology*, 99(5), 914–921. Recuperado de:
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.03.015>
- Burgos, F. y Oporto, C. (2010). La biomasa como fuente de energía sustentable. *Ingeniería Química*, (32). Recuperado de: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3169.3924>
- Knobelsdorf, J. (s.f.). *Depuración biológica de las aguas residuales urbanas*. Recuperado de:
<https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/5909/08Mjkm08de18.pdf?sequence=8&isAllowed=y>
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, 38(1), 11–41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Chen, G., Chen, X. y Yue, P. (2000). Electrocoagulation and electroflotation of restaurant wastewater. *Journal of Environmental*, 126(9), 858–863. Recuperado de:
<http://repository.ust.hk/ir/Record/1783.1-24715>
- Chen, R., Liu, Y. y Liao, W. (2016). Using an environmentally friendly process combining electrocoagulation and algal cultivation to treat high-strength wastewater. *ALGAL*, 16, 330–337. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.03.032>
- Chiu, S. y Lo, I. (2016). Reviewing the anaerobic digestion and co-digestion process of food waste from the perspectives on biogas production performance and environmental impacts. *Environmental Science and Pollution Research*, 24435–24450. Recuperado de:
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-7159-2>
- Clescerl, L., Greenberg, A. y Eaton, A. (1999). Standard Methods for the Examination of Water and Waste-water, (20° ed.). *American Journal of Public Health and the Nations Health*, 56. Recuperado de: <https://doi.org/10.2105/ajph.56.4.684-a>
- Colegio Federado de Ingenieros y Arquitectos de Costa Rica. (2017). *Código de Instalaciones*

Hidráulicas y Sanitarias en Edificaciones. Costa Rica: Autor.

Colmenar Santos, A., Borge Diez, D. y Castro Gil, M. (2015). Hybridization of concentrated solar power plants with biogas production systems as an alternative to premiums: The case of Spain. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 47, 186–197. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.061>

Dieudonné, H., Kenne, G., Baudouin, C., Tchekwagep, P., Donkeng, J., Nanseu-njiki, C. et al. (2017). Investigation of the efficiency of a designed electrocoagulation reactor: Application for dairy effluent treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 122–127. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.07.002>

Environmental Performance Index (EPI). 2018 EPI Results. Recuperado de: <https://epi.envirocenter.yale.edu/epi-topline>

Erdem, A., Boncukcuo, R., Kocakerim, M., & Hakk, İ. (2011). Waste utilization: The removal of textile dye (Bomaplex Red CR-L) from aqueous solution on sludge waste from electrocoagulation as adsorbent, *Desalination* 277(1-3), 156–163. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.04.018>

Faivor, L. y Kirk, D. (2011). Statistical Verification of a Biochemical Methane Potential Test. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/271432406_Statistical_Verification_of_a_Biochemical_Methane_Potential_Test

FuturEnviro. (2015). Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “Los Tajos”, Costa Rica. *FuturEnviro*. Recuperado de: <http://www.futurenviro.com/digital-versions/REP2015/LosTajos/files/assets/common/downloads/PTAR%20Los%20Tajos%20.pdf>

- García Bravo, V. y Jiménez Córdoba, J. (26 de marzo de 2018). 70 % del agua residual generada por hogares costarricenses carece de tratamiento. *El País*. Recuperado de: <https://www.elpais.cr/2018/03/26/70-del-agua-residual-generada-por-hogares-costarricenses-carece-de-tratamiento/>
- Gerardi, M. (2003). *The microbiology of Anaerobic Digesters*. Estados Unidos: John Wiley & Sons.
- Gómez Muñoz, S. (2012). *Diseño, construcción y puesta a punto de un biodigestor tubular Carazo-Nicaragua*. (Trabajo de graduación). Universidad Carlos III de Madrid. España.
- Gruduls, A., Balina, K., Ivanovs, K. y Romagnoli, F. (2018). Low temperature BMP tests using fish waste from invasive Round goby of the Baltic Sea. *Agronomy Research*, 16(2), 398–409. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/326292990_Low_temperature_BMP_tests_using_fish_waste_from_invasive_Round_goby_of_the_Baltic_Sea
- Hansen, H., Núñez, P., Raboy, D., Schippacasse, I. y Grandon, R. (2007). Electrocoagulation in wastewater containing arsenic: Comparing different process designs. *Electrochimica Acta*, 52(10 Spec. Iss.), 3464–3470. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2006.01.090>
- Hilbert, J. (2017). *Manual para la producción de biogás*. Recuperado de: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-manual_para_la_produccion_de_biogs_del_iir.pdf
- Hobbs, S., Landis, A., Rittmann, B., Young, M. y Parameswaran, P. (2018). Enhancing anaerobic digestion of food waste through biochemical methane potential assays at different substrate : inoculum ratios. *Waste Management*, 71, 612–617. Recuperado de:

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.029>

Holt, P., Barton, G. y Mitchell, C. (2006). *Electrocoagulation as a Wastewater Treatment*.

Australia: Universidad de Sydney.

Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA). (2017). AyA invierte en

Saneamiento de Aguas Residuales y Mejoramiento Ambiental. Recuperado de:

<https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Suplemento%20Saneamiento%20y%20Mejoramiento%20Ambiental.pdf>

Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA), Ministerio de Ambiente y

Energía (MINAE) y Ministerio de Salud (MS). (2016). *Política Nacional de Saneamiento*

en Aguas Residuales 2016-2045. San José, Costa Rica: AyA.

Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). (s.f.). *Guía para calcular el consumo de*

electricidad, y tablas de consumo de electrodomésticos. Costa Rica: Autor.

Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). (2014). *Proyectos energéticos. Programa*

Biogás. Costa Rica: Autor.

Instituto Costarricense de Electricidad (ICE). (2019). *Proyectos energéticos*. Costa Rica:

Autor.

Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). (2007). *Biomasa: digestores*

anaerobios. Madrid, España: Autor.

Joshi, H. y Sharma, P. (2016). Utilization of electrocoagulation-treated spent wash sludge in

making building blocks. *International Journal of Environmental Science and*

Technology, 13(1), 349–358. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0845-7>

Kobyas, M., Bayramoglu, M. y Eyvaz, M. (2007). Techno-economical evaluation of

electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections.

- Journal of Hazardous Materials*, 148(1-2), 311–318. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.02.036>
- Koch, K., Helmreich, B. y Drewes, J. E. (2015). Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: Effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant. *Applied Energy*, 137, 250–255. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.10.025>
- Koch, K., Lippert, T. y Drewes, J. (2017). The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (BMP) tests. *Bioresource Technology*, 243, 457–463. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.142>
- Lee, S. y Gagnon, G. (2014). Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. *ChemInform* 46(28), 421–429.
- Liu, S. (2007). *Food and Agricultural WasteWater Utilization and Treatment*. Estados Unidos: Wiley-Blackwell.
- Liu, Z., Stromberg, D., Liu, X., Liao, W. y Liu, Y. (2015). A new multiple-stage electrocoagulation process on anaerobic digestion effluent to simultaneously reclaim water and clean up biogas. *Journal of Hazardous Materials*, 285, 483–490. Recuperado de: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389414008280>
- Lorenzo Acosta, Y. y Obya Abreu, M. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA*, XXXIX(1), 35-48. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/pdf/2231/223120659006.pdf>
- Martínez Navarro, F. (2008). *Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional*. España: Ediciones de la Universidad de

- Castilla-La Mancha. Recuperado de:
<https://ruidera.uclm.es/xmlui/bitstream/handle/10578/984/251%20Tratamiento%20de%20aguas%20residuales%20industriales.pdf>
- Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE). (2015). *VII Plan Nacional de Energía 2015-2030*. Costa Rica: Autor.
- Ministerio de Salud. (2016). *Plan nacional para la gestión integral de residuos 2016-2021*. San José, Costa Rica. Recuperado de:
<https://www.ministeriodesalud.go.cr/index.php/biblioteca-de-archivos/sobre-el-ministerio/politcas-y-planes-en-salud/planes-en-salud/3025-plan-nacional-para-la-gestion-integral-de-residuos-2016-2021/file>
- Mollah, M, Morkovsky, P., Gomes, J., Kesmez, M., Parga, J. y Cocke, D. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation, *Journal of Hazardous Materials*, 114(1-3), 199–210. Recuperado de:
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>
- Moody, L. (2010). *Using Biochemical Methane Potential & Anaerobic Toxicity Assays*. Estados Unidos: Iowa State University.
- Moody, L., Burns, R., Wu-haan, W. y Robert, S. (1996). Use of Biochemical Methane Potential (BMP) Assays for Predicting and Enhancing Anaerobic Digester Performance. Recuperado de:
https://www.researchgate.net/publication/254670786_Use_of_Biochemical_Methane_Potential_BMP_Assays_for_Predicting_and_Enhancing_Anaerobic_Digester_Performance
- Morales González, J. (2010). *Producción de energía en la finca: el biodigestor*. Recuperado de: <http://www.mag.go.cr/bibliotecavirtual/AV-1621.pdf>

- Morales, L. (2016). Energía con biogás será producida por 47 empresas. *La Prensa Libre*, 1–5.
- Morales, N. (2010). Sistema de electrocoagulación como tratamiento de aguas residuales galvánicas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 20(1074), 33–44. Recuperado de: <http://www.scielo.org.co/pdf/cein/v20n1/v20n1a03.pdf>
- Olaya, Y. y González, L. (2009). *Fundamentos para el diseño de biodigestores*. (Trabajo de curso). Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
- Paritosh, K., Kushwaha, S., Yadav, M., Pareek, N., Chawade, A. y Vivekanand, V. (2017). Food Waste to Energy: An Overview of Sustainable Approaches for Food Waste Management and Nutrient Recycling. *BioMed Research International*. Recuperado de: <https://www.hindawi.com/journals/bmri/2017/2370927/>
- Pinedo Hernández, J., Paternina Uribe, R. y Marrugo Negrete, J. (2016). Alternative Electrocoagulation for Livestock Wastewater Treatment. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 34(4), 277–285. Recuperado de: <https://doi.org/10.4152/pea.201604277>
- Pisutpaisal, N., Boonyawanich, S. y Saowaluck, H. (2014). Feasibility of Biomethane Production from Banana Peel. *Energy Procedia*, 50, 782–788. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.06.096>
- Poder Ejecutivo de Costa Rica. (9 de agosto de 2006). Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales. (Decreto Ejecutivo n.º 33601, 2007). Publicado en La Gaceta n.º 55 del 19 de marzo de 2007.
- Poder Ejecutivo de Costa Rica. (02 de noviembre de 2012). Reglamento General a la Ley para la Gestión Integral de Residuos. (Decreto Ejecutivo n.º 37567, 2013). Publicado en La Gaceta n.º 55 del 19 de marzo de 2013.

- Poder Ejecutivo de Costa Rica. (10 de agosto de 2015). Reglamento para el Manejo y Disposición Final de Lodos y Biosólidos. (Decreto Ejecutivo n.º 39316, 2015). Publicado en La Gaceta n.º 234 del 2 de diciembre de 2015.
- Poder Ejecutivo de Costa Rica. (18 de abril de 2016). Reglamento de Aprobación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales. (Decreto Ejecutivo n.º 39887, 2016). Publicado en La Gaceta n.º 179 del 19 de setiembre de 2016.
- Programa Estado de la Nación. (2006). *Duodécimo Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible*. San José, Costa Rica: Autor.
- Programa Estado de la Nación. (2017). *Informe Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible. Uso y estado de los recursos: recurso hídrico*. San José, Costa Rica: Autor.
- Raposo, F., De La Rubia, M., Fernández Cegrí, V. y Borja, R. (2012). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(1), 861–877. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>
- Restrepo, A., Arango, A. y Garcés, L. (2006). La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas. *Producción + Limpia*, 1, 20.
- Reyes, E. (2017). Generación de biogás mediante el proceso de digestión anaerobia, a partir del aprovechamiento de sustratos orgánicos. *Revista Científica de FAREM-Estelí*, (24). Recuperado de: <https://www.lamjol.info/index.php/FAREM/article/view/5552>
- Rodrigo, M., Cañizares, P., Buitrón, C. y Sáez, C. (2010). Electrochimica Acta Electrochemical technologies for the regeneration of urban wastewaters. *Electrochimica Acta*, 55(27), 8160–8164. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2010.01.053>
- Sahu, O., Mazumdar, B. y Chaudhari, P. (2014). Treatment of wastewater by

- electrocoagulation: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2397–2413. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2208-6>
- Sánchez Reyes, C., Patiño Iglesias, M., Alcántara Flores, J., Reyes Ortega, Y., Pérez Cruz, M. & Ortíz Muñoz, E. (2016). Perspectivas del ensayo de Potencial Bioquímico de Metano-PBM para el control del proceso de digestión anaerobia de residuos. *Revista ION*, 29(1), 95–108. Recuperado de: <https://revistas.uis.edu.co/index.php/revistaion/article/view/5629>
- Sánchez, C., Patiño, M., Alcántara, J., Reyes, Y., Pérez, M. y Ortiz, E. (2016). Determinación del potencial bioquímico de metano (PBM) de residuos de frutas y verduras en hogares, *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2), 191–198. <https://doi.org/10.20937/RICA.2016.32.02.05>
- Segura, A. y Céspedes, A. (2016). *Vigésimosegundo Informe Estado de la Nación Desarrollo Humano Sostenible*. Costa Rica: Programa Estado de la Nación.
- Shah, F., Mahmood, Q., Shah, M., Pervez, A. y Asad, S. (2014). Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The Key Players of Anaerobiosis. *The Scientific World Journal*. Recuperado de: <https://doi.org/10.1155/2014/183752>
- Sun, Q., Li, H., Yan, J., Liu, L., Yu, Z. y Yu, X. (2015). Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, (51), 521-532
- Tezcan, U., Eroglu, S. y Ozel, E. (2017). The treatment of chromium containing wastewater using electrocoagulation and the production of ceramic pigments from the resulting sludge. *Journal of Environmental Management*, 200, 196–203. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.075>
- Thakur, L., Goyal, H. y Mondal, P. (2019). *Journal of Environmental Chemical Engineering*

Simultaneous removal of arsenic and fluoride from synthetic solution through continuous electrocoagulation: Operating cost and sludge utilization. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102829. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.102829>

Varnero Moreno, M. (2011). *Manual de Biogás*. Chile: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO).

Yang, Q., Wu, B., Yao, F., He, L., Chen, F., Ma, Y. et al. (2019). Biogas production from anaerobic co-digestion of waste activated sludge: co-substrates and influencing parameters. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18(4), 771–793. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09515-y>

Yetilmezsoy, K., Ilhan, F., Sapci-zengin, Z., Sakar, S. y Gonullu, M. T. (2009). Decolorization and COD reduction of UASB pretreated poultry manure wastewater by electrocoagulation process: A post-treatment study. *Journal of Hazardous Materials Volume*, 162(1), 120–132. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.015>

Zuo, Q., Chen, X., Li, W. y Chen, G. (2008). Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water. *Journal of Hazardous Materials*, 159, 452–457. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.039>