



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

**Instituto de Investigación e Innovación
en Energías Renovables**

TESIS

**“Utilización de vinazas como sustratos en biorreactores
UASB y EGSB”**

Que para obtener el grado de

**Maestra en Materiales y
Sistemas Energéticos Renovables**

Presenta

Ing. Esther Alina Vázquez Gómez

Directores de tesis:

Dra. Edna Iris Ríos Valdovinos

Dr. Abumalé Cruz Salomón

Asesora:

Dra. Rocío Meza Gordillo

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 24 de noviembre de 2020.



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

DIRECCIÓN GENERAL DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas a 24 de noviembre de 2020

Oficio No. DGIP/CP/0182/2020

Asunto: Autorización de impresión de tesis

C. Esther Alina Vázquez Gómez
Candidata al Grado de Maestra en Materiales y
Sistemas Energéticos Renovables
Instituto de Investigación e Innovación en Energías Renovables
P r e s e n t e

Con fundamento en la **opinión favorable** emitida por escrito por la Comisión Revisora que analizó el trabajo terminal presentado por usted, denominado "**Utilización de vinazas como sustratos en biorreactores UASB y EGSB**", cuya directora de tesis es la Dra. Edna Iris Ríos Valdovinos, quien avala el cumplimiento de los criterios metodológicos y de contenido; esta Dirección General a mi cargo **autoriza** la impresión del documento en cita, para la defensa oral del mismo, en el examen que habrá de sustentar para obtener el **Grado de Maestra en Materiales y Sistemas Energéticos Renovables**.

Es imprescindible observar las características normativas que debe guardar el documento impreso, así como realizar la entrega en esta Dirección General de un ejemplar empastado.

Atentamente
"Por la Cultura de mi Raza"

Lic. Aurora Evangelina Serrano Roblero
Directora General



C.c.p. Dr. Pascual López De Paz, Director del Instituto de Investigación e Innovación en Energías Renovables
Mtro. Luis Alberto Hernández Domínguez, Coordinador de Posgrado, IIEER.

Expediente AESR/igip/rgs/igr



Dirección General de
Investigación
y Posgrado



Libramiento Norte Poniente No. 1150, Colonia Lajas Maciel
CP 29039, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas
Tel: (961)6170440 Ext. 4360
investigacionyposgrado@unicach.mx

Índice

<i>Acrónimos y nomenclatura</i>	<i>I</i>
<i>Glosario</i>	<i>II</i>
<i>Resumen</i>	<i>1</i>
<i>Abstract</i>	<i>2</i>
<i>Introducción</i>	<i>3</i>
<i>1. Antecedentes</i>	<i>5</i>
1.1 Vinazas: generalidades y problemática	5
1.2 Soluciones en la disposición final de las vinazas	7
1.2.1 Biosurfactantes	7
1.2.2 Fertiirrigación	7
1.2.3 Investigaciones relacionadas	7
1.3 Uso de microorganismos	8
1.3.1 Tratamiento anaerobio de las vinazas para generar biogás	9
1.3.2 Investigaciones en Chiapas	10
1.4 Marco de investigación	12
1.4.1 Planteamiento del problema	12
1.4.2 Justificación	13
1.4.3 Hipótesis	14
1.4.4 Objetivos	15
1.4.4.1 General	15
1.4.4.2 Específicos	15
<i>2. Fundamentos</i>	<i>17</i>
2.1 Características fisicoquímicas de las vinazas pre y post-tratamiento	17
2.2 Tratamiento anaerobio	18
2.3 Etapas de la digestión anaerobia	20
2.3.1 Etapa 1: Hidrólisis	20
2.3.2 Etapa 2: Etapa fermentativa o acidogénica	21
2.3.3 Etapa 3: Etapa acetogénica	21
2.3.4 Etapa 4: Etapa metanogénica	22
2.4 Biorreactores	23

2.5 Biogás	28
3. Metodología	30
3.1 Etapas de la investigación	30
3.2 Obtención, caracterización y ajuste de las vinazas	31
3.2.1 Obtención de vinazas	31
3.2.2 Caracterización de vinazas pre-tratamiento	31
3.2.2.1 Materia orgánica	32
3.2.2.2 Otros parámetros	34
3.2.2.3 Iones	37
3.2.3 Ajuste de las vinazas para mantener condiciones mesofílicas	39
3.3 Preparación de biorreactores	39
3.4 Proceso del tratamiento	40
3.4.1 Puesta en marcha y alimentación de los biorreactores	40
3.4.2 Monitoreo de los biorreactores	40
3.4.3 Evaluación y comparación de los biorreactores	40
4. Resultados y discusión	41
4.1 Vinazas utilizadas	41
4.2 Caracterización fisicoquímica de las vinazas previo a su tratamiento	41
4.2.1 Materia orgánica	41
4.2.2 Otros parámetros	44
4.2.2.1 índice de biodegradabilidad	44
4.2.2.2 Color	44
4.2.2.3 pH	45
4.2.2.4 Alcalinidad	45
4.2.2.5 DBO	46
4.2.2.6 DQO	46
4.2.2.7 Nutrientes	46
4.2.3 Iones	46
4.3 Adaptación de las vinazas a condiciones mesofílicas	48
4.4 Preparación de biorreactores	49
4.5 Puesta en marcha y alimentación de biorreactores	50
4.6 Monitoreo de los biorreactores	50
4.7 Evaluación de eficiencia de biorreactores en el tratamiento de aguas	51
4.7.1 Evaluación del biorreactor EGSB	51
4.7.1.1 pH	51
4.7.1.2 Alcalinidad	53

4.7.1.3 DQO	55
4.7.2 Evaluación del biorreactor UASB	58
4.7.2.1 pH	58
4.7.2.2 Alcalinidad	59
4.7.2.3 DQO	61
4.7.3 Comparación de eficiencia EGSB vs UASB	63
4.7.3.1 Alcalinidad	63
4.7.3.2 DQO	64
5. Conclusiones	67
6. Áreas de oportunidad	68
7. Referencias	69
8. Anexos	IV
8.1 Índice de tablas	IV
8.2 Índice de figuras	IV
8.3 Lista de NOMs aplicables al análisis de aguas	VI

Acrónimos y nomenclatura

AGV	Ácidos grasos volátiles
BA	Biorreactores anaerobios
B-EGSB	Biorreactor Manto de lodos granular expandido
B-UASB	Biorreactor Manto de lodos de flujo ascendente
BMP	Potencial Bioquímico del Metano
BSR	Bacterias sulfato-reductoras
COT	Carbono orgánico total
DA	Digestión anaerobia
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DOF	Diario Oficial de la Federación
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPOC	Enfermedad Pulmonar Obstructiva Crónica
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
IB	Índice de biodegradabilidad
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
K	Kilo. Ej. KJ: kilojoule
LGEEPA	Ley general del equilibrio ecológico y protección ambiental
LGPGIR	Ley general para la prevención y gestión integral de residuos sólidos
LMP	Límite máximo permisible
MJ	Megajoule
MO	Materia orgánica
nm	Nanómetro
NMX	Norma mexicana que describe procedimientos para análisis
NOM	Norma Oficial Mexicana

OMS	Organización Mundial de la Salud
PBM	Potencial bioquímico del metano
pH	Potencial del hidrógeno
ppm	Partes por millón
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
SD	Sólidos disueltos
SS	Sólidos suspendidos
ST	Sólidos totales
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
STV	Sólidos totales volátiles
TRH	Tiempo de Retención Hidráulica

Glosario

Afluente	Líquido que entra a un sistema o proceso
Agroindustrial	Propio de la Actividad económica que comprende la producción, industrialización y comercialización de productos agropecuarios, forestales y otros recursos naturales biológicos
Anaerobio	En ausencia de oxígeno
Anóxico	Que no tiene oxígeno molecular para las reacciones bioquímicas, pero sí en forma de compuestos químicos (nitratos, nitritos, etc.).
Arqueas/ Archaea	Grupo de microorganismos unicelulares procariotas al cual pertenecen gran parte de los microorganismos productores de metano.
Biorreactor	Recipiente que almacena un ecosistema en el que viven microorganismos con la finalidad de que digieran la materia orgánica contenida en las aguas que tratan.
Digestión anaerobia	Es un proceso biológico, degradativo en el cual, parte de la materia orgánica contenida en un sustrato es convertida en una mezcla de gases principalmente

metano y dióxido de carbono.

Efluente	Líquido que fluye de un sistema hacia su alrededor.
Eutrofización	Acumulación de nutrientes en el litoral marino o en un lago, laguna, embalse, etc., que causa la proliferación de ciertas algas.
Flóculo	Grumo de materia orgánica formado por agregación de microorganismos y sólidos en suspensión.
Inóculo	Suspensión de microorganismos que se transfieren a un ser vivo o a un medio de cultivo a través de la inoculación.
Vinazas	Aguas residuales de la destilación de caña de azúcar para producir alcohol.

Resumen

En los últimos años, la transición a las energías renovables ha asegurado que la independencia del petróleo sea una realidad. Una de estas energías es el biocombustible, específicamente el biogás, obtenido de la digestión de la materia orgánica. Los sustratos utilizados varían en origen, composición y algunos se combinan para obtener mejores resultados.

Uno de estos sustratos es la vinaza, un agua residual que pertenece a la agroindustria y cuyos efectos negativos se observan con preocupación (entre ellos, la eutrofización de aguas y la nitrificación excesiva de suelos). Afortunadamente, la composición de esta agua también expone su potencial para generar biogás, siendo la más relevante su alta carga orgánica.

Por tal motivo, en este trabajo se planteó como objetivo investigar una ruta para el tratamiento anaerobio de vinazas para su potencial uso en la generación de biogás. Se decidió caracterizar a las vinazas y evaluarlas usando dos biorreactores (UASB y EGSB), comparando después los resultados obtenidos de uno respecto a otro.

Se optó por utilizar muestras de vinaza de un ingenio azucarero en Chiapas, ya que la producción desbordante de estas aguas es un problema especialmente importante en el estado. Antes de tratar las vinazas, se les realizaron diversos análisis fisicoquímicos (DQO, DBO, pH, alcalinidad, siendo los más relevantes), encontrándose que la mayor parte de los valores están fuera del rango aceptable de las normas mexicanas e internacionales, indicando la enorme relevancia de tratar estas aguas residuales.

Posteriormente, ya determinados los valores para todos los parámetros se procedió a su tratamiento usando dos biorreactores: uno UASB (Manto de Lodos Anaerobio de Flujo Ascendente) y uno EGSB (Manto de Lodos Granular Expandido).

Durante el proceso se realizó un monitoreo constante para evaluar su efectividad, analizando simultáneamente alcalinidad, pH, temperatura y DQO. La medición de DQO, antes y después de tratar las aguas fue un punto clave para determinar la remoción de DQO y, por consiguiente, el éxito del tratamiento.

El resultado permitió concluir que, bajo las condiciones programadas en este experimento, el biorreactor EGSB es la mejor opción para el tratamiento de vinazas.

Abstract

In the last few years, the transition to renewable energies has ensured that independence from oil may be a reality. One of these energies is biofuel, specifically biogas, obtained from digestion of organic matter. The substrates used vary in origin, composition and some are combined to obtain better results.

One of this substrates is vinasse, a residual water that belongs to the agroindustry and whose negative effects on soil and water are observed with concern (eutrophization and nitrification are among them). Fortunately, this water is also rich in organic matter and thus, has potential to generate biogas.

For this reason, the goal of this work was to investigate a route for anaerobic treatment of vinasse to generate biogas. It was decided to evaluate energy production using two biobiorreactors (UASB and EGSB) and comparing the results obtained.

Samples of vinasse from a sugar mill in Chiapas were chosen, since the overflowing production of these waters is a particularly important problem in the state. Before treating the stillages, various physical and chemical analysis were performed (COD, BOD, pH, alkalinity, being the most relevant), finding that most of the values are outside the acceptable range for Mexican and international standards, indicating the enormous relevance of treating these waste waters.

Subsequently, once the values for all the parameters were known, the treatment process took place using two biobiorreactors: one UASB (Upflow Anaerobic Sludge Bed) and one EGSB (Expanded Granular Sludge Bed).

During the process, constant monitoring was carried out to assess its effectivity, simultaneously analyzing alkalinity, pH, temperature and COD. The COD measurement, before and after treating the waters, was a key point in determining the COD and, by default, the success of the treatment.

Finally, the measurement of biogas and methane was carried out in each biobiorreactor. The final result concludes that, under the conditions programmed in this experiment, the EGSB biobiorreactor is the best option for the treatment of vinasses.

Introducción

Chiapas es un estado con recursos hídricos vastos que han sido explotados desmedidamente por las industrias de bebidas azucaradas y alcohólicas. El agua de ríos, lagos y manantiales se ve disminuida para su uso doméstico y, lo que es peor, contaminada, al verterse en ella miles de metros cúbicos de aguas de desecho agroalimentarias.

Estos residuos son generados como subproducto —con el potencial de ser usados en otro proceso— de la industria alimentaria, ya sea en estado sólido, semisólido, líquido o gaseoso. Su generación es paralela a la producción alimentaria, a la vez que esta es proporcional a la poblacional, la cual asciende a 7,600 millones de personas, según los cálculos más recientes. Además, de acuerdo con el análisis estadístico, la población mundial continuará creciendo hasta el 2030 a una tasa media del 1.1 por ciento anual (UN, 2017). Esta necesidad alimentaria percibida abarca, principalmente, la producción y el consumo alimentario de leche, oleaginosas, verduras, granos, cereales y, en gran medida, la caña de azúcar.

Esta última producción genera uno de los residuos más conocidos: las vinazas, las cuales son el resultado de la fermentación y destilación de la caña de azúcar para producir alcohol, principalmente.

El daño que estas aguas residuales ocasionan a los ecosistemas acuáticos reside en su composición (materia orgánica degradable e insoluble, así como altos niveles de nitrógeno, glucosa y acidez) y volumen de descargas (miles de metros cúbicos diarios). Sin embargo, desde hace unos años empezó a investigarse la viabilidad de su tratamiento por medios biológicos a priori de su descarga final para reducir su impacto ambiental.

Una de las opciones para este tipo de tratamientos es el uso de biorreactores anaerobios, el cual garantiza una eficacia de degradación de materia orgánica mayor al 50%. Se cuenta, además, con la ventaja de que en el proceso se produce biogás, del cual puede obtenerse metano.

Por esta razón, en el presente proyecto se busca caracterizar y evaluar las vinazas mediante los biorreactores previamente mencionados. Se trata de una gran área de oportunidad para proponer la producción de metano como un incentivo económico para los dueños de ingenios, de manera que ellos mismos busquen dar tratamiento a las aguas, convirtiendo un contaminante en materia prima, lo cual constituye un ciclo sostenible (Parawira, 2006).

Capítulo I.

Reseña:

Para entender mejor la temática de la presente tesis, en este capítulo se da respuesta a preguntas iniciales como ¿qué son las vinazas y cuáles son sus características? ¿cómo se generan y en qué cantidad? De esta forma puede abordarse sin mayor demora la pregunta existencial de la investigación: ¿por qué las vinazas son un problema? Finalmente, se llega al contenido que explora la investigación científica previa hasta el estado del arte en cuanto al tratamiento de vinazas para la generación de biogás, es decir, las soluciones exploradas que hacen posible y relevante este estudio.

1. Antecedentes

1.1 Vinazas: generalidades y problemática

La vinaza¹ es el subproducto final de la destilación de biomasa, principalmente para la producción de etanol, a partir de cultivos de azúcares (betabel y caña de azúcar), cultivos de almidón (maíz, trigo, arroz y yuca) o material celulósico (residuos de la cosecha de cultivo, bagazo de caña de azúcar y madera) (Christofoletti, C. A., Escher, J. P., Correia, J. E., Urbano, J. F., Fontanetti, C. S., 2013), aunque también se obtiene del maguey, el agave (y la fermentación de frutas). Si bien la materia prima varía el proceso es, a grandes rasgos, el mismo.

En términos simples, las vinazas son aguas residuales obtenidas en la destilación de alcohol etílico (etanol). Aunque sus características varíen según el proceso en que se generaron, todas se identifican por ser de color café oscuro y tener un intenso olor dulce y baja viscosidad.

Christofoletti, et al (2013) hacen una investigación documental y reportan que la materia prima para la producción de etanol varía de acuerdo con la región: caña de azúcar en América del sur, remolacha, vino y frutas en Europa, así como maíz y tequila en América del norte. En México, específicamente, suele obtenerse de la caña de azúcar y del agave, para el caso de la elaboración del tequila y el mezcal.

De forma general el proceso en el que se generan es el siguiente: al procesarse la caña de azúcar, además de obtenerse azúcar, se genera un subproducto líquido llamado melaza. Al fermentar la melaza y destilarla se obtiene de ella alcohol etílico y otro residuo, el cual es la vinaza. Un proceso similar ocurre al procesarse el agave para producirse tequila o el maguey para producir pulque, ambas bebidas de amplia generación en México.

La FAO estima cerca de 13 millones de hectáreas de caña de azúcar cultivadas con una producción comercial total de 1,254.8 millones de toneladas de caña anuales o de 55 millones de toneladas de sacarosa al año (FAO, 2001). Tan solo en Brasil, existen más de 300 biorrefinerías de caña de azúcar, en operación (Goldemberg, 2008). Esto ocurre por la posición económica y productiva de Brasil, donde ha tenido que recurrirse a la producción de etanol para suplir, al menos parcialmente, la demanda energética.

¹ Para esta investigación, vinaza es el residuo de la fermentación y destilación de las melazas (caña de azúcar).

En México, esta industria es responsable de la creación de empleos en 15 estados. En la zafra 2015/2016 la molienda de caña de azúcar bruta fue de más de 54 millones de toneladas. Asimismo, la generación de bagazo y cachaza ronda los 20 millones de toneladas anuales. Sin embargo, entre los principales residuos de importancia económica obtenidos de la molienda tenemos la miel final o melaza.

Cuando la melaza se destina a la producción de alcohol (que es el caso más común), se calcula que por cada litro de alcohol producido se obtienen de 12 a 15 litros de vinaza aproximadamente (Cortez, 1992). Esto da una idea de la cantidad de vinazas generadas cada año. Por ejemplo, para el año 2017, el consejo regulador de tequila reportó una producción de 2.71 a 3.25 millones de metros cúbicos de vinazas tequileras, generándose entre 12 a 20 litros de vinaza por cada litro de tequila producido. Sin embargo, de forma general, CONADESUCA, (2018) reporta una generación de 190 millones de litros de etanol al año en nuestro país.

Chiapas es uno de los estados en los cuales se desarrolla el cultivo de caña de azúcar y la destilación de melazas para producir alcohol, por lo que la generación de vinazas es significativa. Aunado a esto, las vinazas generalmente son vertidas en cuerpos de agua a los cuales tienen acceso las destilerías sin ser tratadas previamente, o bien teniendo un pretratamiento ligero —en ocasiones, enfriamiento, dilución, neutralización— (Clúster Biocombustibles Gaseosos, 2018). En otras ocasiones, se utilizan para riego de campos de cultivo (fertiirrigación) y compostaje con el fin de incorporar nutrientes al suelo o incrementar la capacidad de germinación de semillas.

No obstante, debido a las características que se describen a continuación debe evitarse la exposición a las mismas, especialmente verterlas en los cuerpos de agua o utilizarlas en la fertiirrigación de campos de cultivo.

Las vinazas se caracterizan por tener una DQO y DBO altas, alto contenido de sólidos, especialmente suspendidos, pH bajo y alcalinidad alta, es decir, en todos los parámetros evaluados los valores exceden los límites máximos permisibles.

Entre los principales efectos negativos que pueden apreciarse en el agua se encuentra la eutrofización, que es el agotamiento del oxígeno disponible en los cuerpos de agua, por lo que en estos crecen rápidamente las algas cianobióticas. El equilibrio ecológico se ve afectado en consecuencia y pronto empieza a morir la fauna. Al llegar al mar, estas aguas contaminan los océanos, lo que implica riesgos a la salud del consumidor final.

En los suelos, la fertiirrigación ocasiona que haya excesos de sodio y exposición del óxido nítrico, probablemente el GEI más dañinos. Por lo tanto, debido a sus características y volumen de generación las vinazas son consideradas contaminantes de suelos y aguas si son vertidas sin

ningún tratamiento previo por lo que es necesario caracterizarlas y diseñar un modelo de tratamiento específico.

1.2 Soluciones en la disposición final de las vinazas

Para desechar las vinazas, procurando reducir su impacto ambiental, se han ideado diversas alternativas de tratamiento. Estas dependen de la geografía de la zona donde se generan y desechan las vinazas, así como de las tecnologías a disposición.

1.2.1 Biosurfactantes

Entre los posibles usos de las vinazas se sugiere como una alternativa favorita para el tratamiento de las vinazas a la elaboración de biosurfactantes a partir de las mismas, considerando que todos los carbohidratos son una excelente fuente de carbón y, por lo tanto, de biosurfactante (Ferrazzo, Oliveira, Cravo, Guimarães, & Cammarota, 2017).

1.2.2 Fertiirrigación

Las vinazas también suelen utilizarse como fertilizante en los cultivos. Como ejemplo de esto, en su artículo denominado *“Development of a vinasse nutritive solution for hydroponics”*, los autores comparan el alcance de la vinaza como solución nutritiva en el cultivo de lechuga contra los de una solución comercial. Si bien, la solución de la vinaza no tuvo ventajas, sí logró mantenerse al nivel de la comercial, por lo que se sugiere como una excelente alternativa para su disposición (Dos Santos, 2013).

1.2.3 Investigaciones relacionadas

De acuerdo con diversos estudios científicos es con base a la caracterización que se sugieren diversas alternativas para el uso y disposición de la vinaza (Rodrigues & Hu, 2017) compilan el estado del arte y enumeran algunas de las mejores opciones, tales como oxidación y procesos químicos, digestión anaerobia y fermentación microbiana. Entre los resultados positivos que pueden lograrse están: (i) reducción de su carga orgánica y mineral, convirtiéndola en una materia prima con menos complicaciones ambientales cuando se aplica como fertilizante y (ii)

convertir materia orgánica y nutrientes en una biomasa nutritiva, aumentando simultáneamente el potencial de recuperación de agua por las plantas.

En otro estudio desarrollado con el propósito de conocer los alcances de los biorreactores anaerobios en el tratamiento de agua salina, se usó vinaza proveniente de la destilación del vino como sustrato, encontrándose que, debido al bajo pH característico de las vinazas, la adición de NaCl fue aceptada por la comunidad bacteriana, lo que permitió la remoción de la mayor parte de DQO, una buena producción de biogás y actividad metalogénica específica (Lefebvre , y otros, 2007).

1.3 Uso de microorganismos

La composición de la vinaza (rica en sólidos) la hacen un buen sustrato para el desarrollo de microorganismos, si bien el contenido de nitrógeno y fósforo no es el óptimo para estos. Sumando su alto contenido de humedad, superior al 93%, el tratamiento de vinazas mediante biorreactores es justificable, puesto que permite la reducción de DQO -y DBO, consecuentemente- además de que al alimentar a las bacterias se genera un bioenergético, el biogás, cuyo contenido en metano o hidrógeno dependerá de la composición exacta de la vinaza, así como de las condiciones del proceso de tratamiento.

El tratamiento biológico anaerobio parte de la degradación de la materia orgánica por parte de las bacterias, que convierten la mayor parte de los compuestos sólidos en una mezcla de gases, mayormente metano al llegar a la etapa metanogénica de la ruta anaerobia.

La digestión anaerobia tiene varios beneficios, uno de ellos es la reducción de la cantidad de agua para tratarla previo a ser descartada, como se demostró en una planta de caña de azúcar; al usarla con Procesos de Oxidación Avanzados (POA) puede favorecerse el crecimiento bacteriano (Rodrigues-Reis & Hu, 2017) ,lo cual favorece a su vez a la obtención de metano, aproximadamente un 80% del volumen de materia orgánica del afluente.

En los últimos años, incluso el uso de procesos de oxidación avanzados ha sido recomendado para añadir valor a las vinazas. Siles, et al. condujeron un estudio que evalúa el impacto de la ozonificación por periodos cortos de tiempo en la degradación de DQO presente en las vinazas, encontrando que la reducción de DQO alcanzó un 80% y la degradación de fenoles superó 40% a la degradación de las vinazas crudas tratadas únicamente mediante medios anaerobios (Siles, García-García, Martín, & Martín, 2011)

1.3.1 Tratamiento anaerobio de las vinazas para generar biogás

Por las características de la vinaza, los requisitos para la generación de biogás se consideran cumplidos, en otras palabras, las vinazas tienen potencial para la generación de biogás, por lo que ofrecen buenas perspectivas y oportunidades dentro de las agroindustrias chiapanecas.

Cabe mencionar que existen otros biorreactores cuyo potencial para producir metano o hidrógeno ha sido evaluado. En un estudio para evaluar la producción simultánea de hidrógeno y metano se usó un biorreactor de dos etapas en lote. Entre los cuatro sustratos utilizados estaba la vinaza, obtenida de una planta de producción de etanol de Brasil.

Durante las etapas metanogénica y acidogénica se le adicionó un medio nutricional y se neutralizó con bicarbonato de sodio. Los biorreactores fueron inoculados además con un alto contenido de SSV. Finalmente, para hacer la cámara anóxica se inyectó argón.

En los resultados, los autores reportan una producción de hidrógeno molecular de 20.8 ml/g de DQO. La producción máxima de metano se observó en la vinaza (255.4 ml/g de DQO) de entre los demás sustratos (agua de arroz, glicerol y aguas negras).

La energía recuperada total de la vinaza ($10.4 \text{ kJ g}^{-1} \text{ DQO}$) correspondió a la máxima reducción de DQO (74.7 %). Los autores concluyen que el relativamente gran funcionamiento de las vinazas como sustrato puede deberse a las altas concentraciones de macronutrientes en la vinaza cruda. Las observaciones se basan en parámetros cinéticos para la producción de hidrógeno y metano y la energía total recuperada del proceso. En resumen, puede concluirse que los efluentes ricos en materia orgánica son excelentes para la recuperación de energía generándose buenas cantidades de metano e hidrógeno (Peixoto, Pantoja-Filho, Agnelli, & Zaiat, 2012).

En otro estudio denominado “Reduction in greenhouse gas emissions from vinasse through anaerobic digestion” los investigadores diseñaron un sistema de manejo de vinazas y simularon un experimento en el cual se evaluó la reducción de metano y óxido nitroso mediante la digestión anaerobia de la materia orgánica (Moraes B. P., 2017)

Estas emisiones fueron directamente relacionadas a las características bioquímicas de las aguas, ya que postratamiento no hubo emisiones de metano. En un suelo alimentado con vinazas sin tratar, la acumulación de óxido nitroso fue cuatro veces mayor que en el suelo alimentado con vinaza tratada. Para el caso de N_2O , la contaminación fue de 0.173 a 0.193 $\text{kg CO}_2\text{eq m}^{-2}$ en el suelo con vinaza sin tratar y de 0.045 a 0.100 $\text{kg CO}_2\text{eq m}^{-2}$ en el suelo con vinaza tratada.

Los autores concluyen que podría reducirse la emisión de GEI en un 48% si las vinazas fueran tratadas previo a su acumulación y transporte, alcanzándose mayores cifras dependiendo del uso del biogás.

Moraes et al. (2015) realizan una investigación evaluando la digestión anaerobia de la vinaza usando dos biorreactores de tanque de movimiento continuo. Al principio, a los biorreactores sólo se les añadía la vinaza, pero los investigadores notaron que la producción de biogás era casi nula, por lo que optaron por agregarles fertilizante de arcilla o 3% de estiércol de ganado. En ambos biorreactores, se añadió paja para ajustar el radio C/N. El BMP de la vinaza fue de 267.4 ± 4.5 L CH₄ por cada kilogramo de sólidos volátiles.

Los autores del estudio observan que la falla inicial de producir biogás se debe a los bajos contenidos de macro y micro nutrientes y a la baja relación C/N. en cambio, cuando se añadió un co-sustrato, la producción de biogás fue cercana a su BMP, de 235.7 ± 32.2 L CH₄ kg VS⁻¹ para el biorreactor con fertilizante y 265.2 ± 26.8 L CH₄ kg VS⁻¹ para el biorreactor estabilizado con estiércol, el cual fue el más estable (Moraes, Triolo, Lecona, Zaiat, & Sommer, 2015).

1.3.2 Investigaciones en Chiapas

En el año 2013, investigadores de la UNICACH y el Tecnológico Regional tuvieron la inquietud de investigar la contaminación de los cuerpos fluviales en Chiapas para determinar las estrategias que permitieran controlarla y mitigar sus efectos negativos sobre el ecosistema. Con este objetivo en mente, se llevó a cabo el análisis de las aguas de algunos ríos, los cuales se ubican en áreas circundantes a industrias agroalimentarias. Los resultados revelan un alto contenido de grasas, nitrógeno y otros compuestos inorgánicos que, al ser correlacionados con las actividades llevadas a cabo en dichas zonas, permiten llegar a la conclusión de que las actividades agroalimentarias son en gran medida responsables de dichos residuos contaminantes.

Con base a estas conclusiones, la doctora Edna Ríos Valdovinos (actualmente investigadora del IIIER² de la UNICACH) y el Dr. Abumalé Cruz Salomón (adscrito en la actualmente a la UPGCH³ decidieron dirigir la investigación hacia los mecanismos de digestión de materia orgánica en fluidos, específicamente lactosuero, vinazas y ABHC, por ser aguas residuales de gran impacto. Como se ha mencionado en los fundamentos teóricos, el consumo de leche (y subproductos),

² Instituto de Investigación e Innovación en Energías Renovables.

³ Universidad Pablo Guardado Chávez

caña de azúcar (entre otra materia prima y bebidas derivadas) y café, se traduce en millones de toneladas de residuos y miles de metros cúbicos de aguas contaminadas. Para ello, se diseñaron y desarrollaron biorreactores EGSB para el tratamiento de las tres aguas residuales previamente mencionadas, así como biorreactores UASB para tratar ABHC y vinazas.

Además, en colaboración con la Dra. Rocío Meza Gordillo, investigadora del ITTG⁴ diseñaron dos biorreactores UASB para tratar vinazas, los cuales arrojaron buenos resultados.

En la primera etapa del tratamiento de aguas agroalimentarias se obtuvo un inóculo de la PTAR de la empresa Pepsi, el cual fue adaptado durante el periodo de un año a las condiciones de la materia a tratar (lactosuero, vinaza y ABHC). A continuación, [Ramos, 2018] inició el tratamiento de vinazas durante el período de febrero de 2016 a febrero de 2018. Su propósito era evaluar la obtención de biogás mediante un biorreactor EGSB a partir de las vinazas obtenidas del ingenio Pujiltic en Venustiano Carranza, Chiapas.

En base al análisis que realiza, la producción de biogás a través de la digestión anaerobia ofrece ventajas sobre otras formas de producción de bioenergía. La producción de biogás en el biorreactor EGSB contenía 77% de metano. De acuerdo con Cruz-Salomon et al., 2017, el biogás con una concentración de más del 45% es inflamable, por lo que este producto puede calificarse como combustible.

⁴ Instituto Tecnológico Nacional, campus Tuxtla Gutiérrez

1.4 Marco de investigación

1.4.1 Planteamiento del problema

En la actualidad, la demanda energética para uso doméstico a nivel global ha ocasionado la explotación desmesurada de los recursos fósiles, específicamente minas de carbón y pozos de gas natural, así como yacimientos petroleros, lo cual ocasiona graves problemas ambientales y sociopolíticos. Así es como la energía de fuentes renovables ha surgido como una alternativa eficaz y sustentable.

Por otro lado, es ampliamente conocido el problema de la disposición de agua dulce bebible alrededor del mundo. Uno de los factores que agrava esta situación es la descarga de aguas producidas en procesos agroindustriales, no solo por los contaminantes que contienen sino también por el volumen de su producción.

El proceso de destilación de melazas para producir alcohol, por ejemplo, implica la generación de aguas residuales (vinazas) 10 veces el volumen de alcohol producido con un alto contenido de materia orgánica disuelta (partículas gruesas) y en suspensión, sales, elementos traza (N, P, K, Na), azúcares y un pH ácido.

En otras palabras, su contenido orgánico es excesivo para la flora y fauna donde se desechan (Gómez J. &, 2000) (Kannan A. &, 2008), pero también muy provechoso para la subsistencia y reproducción de microorganismos cuyo metabolismo produce metano mediante un proceso de digestión anaerobia.

Por esta razón, este proyecto de investigación ha sido planteado para conocer los parámetros fisicoquímicos que tienen las vinazas generadas en los ingenios de Chiapas y su comportamiento al ser tratadas mediante biorreactores anaerobios, de forma que se justifique y sustente el tratamiento de vinazas y otras aguas residuales agroindustriales a mayor escala.

De esta forma, los resultados de la investigación responden a la siguiente pregunta: ¿Pueden utilizarse las vinazas producidas en los ingenios de Chiapas como sustratos si estas son tratadas mediante un biorreactor UASB de segunda generación y uno EGSB de tercera generación?

Al obtener los resultados se espera que la eficiencia en el tratamiento anaerobio de estas aguas la ponga en la mira como una fuente de ingresos para los productores de azúcar chiapanecos, resolviendo así un problema ambiental y mejorando la economía local.

Alternativamente, la generación de biogás puede sugerirse como una alternativa en zonas rurales de Chiapas, donde haya personas con una EPOC y deba limitarse el uso de fogones o estufas de leña.

1.4.2 Justificación

Sea por ignorancia en temas ambientales o respecto a las características fisicoquímicas de las vinazas, en el mejor de los casos, las vinazas pasan por un proceso de desfosforilación antes de ser usadas para riego en campos de cultivo. No obstante, en otros casos es común verterlas en aguas superficiales sin ningún tratamiento previo. Esto trae como consecuencia un problema ambiental que puede ser solucionado con el tratamiento anaerobio de estas aguas.

Para ello se ha decidido poner en marcha un biorreactor UASB (un diseño de segunda generación) y uno EGSB (de tercera generación) para eliminar la carga orgánica de estas aguas a fin de que puedan ser vertidas sobre ríos sin que haya riesgos biológicos y ambientales. Los resultados comparativos permitirán determinar el mejor biorreactor y las condiciones bajo las cuales pueden tratarse este tipo de aguas agroindustriales para su posterior uso en la obtención de biogás.

Incluso desde una perspectiva económica, la digestión anaerobia es una propuesta viable para tratar las vinazas y cualquier otra agua residual agroindustrial desde su origen, considerando su potencial para generar metano. Con esto se pretende que en vez de ver el proceso de destilación de forma lineal se contemple su viabilidad como parte de un ciclo, esto quiere decir que las aguas residuales pasen a ser un sustrato que produzca biogás.

Esta investigación busca arrojar algo de luz respecto al lado positivo de los desechos orgánicos para usarlos como sustrato y generar biocombustibles, para que a futuro se replique un sistema que mitigue a mayor escala el impacto de la industria alimenticia sobre las aguas dulces de Chiapas, a la vez que se produzca metano de forma alternativa para las comunidades rurales que utilizan combustibles fósiles y maderables como fuente de calor.

De esta forma, el tratamiento de las aguas no es solo una solución a la contaminación del agua dulce, sino que promueve la mejora de las circunstancias familiares en materia económica y de salud en zonas donde aún se queman carbón y madera y, al reducirse la explotación de fuentes energéticas fósiles, minimiza la contaminación del océano y la atmosfera.

1.4.3 Hipótesis

Mediante el empleo de un biorreactor EGSB y uno UASB se conocerá la factibilidad de la remoción de carga orgánica presente en las vinazas generadas en Chiapas. Los resultados demostrarán cual es el biorreactor en el que los microorganismos tienen un mejor metabolismo y cuanta remoción de DQO y generación de biogás puede esperarse.

1.4.4 Objetivos

1.4.4.1 General

Evaluar y comparar la digestión anaerobia de las vinazas en un biorreactor EGSB vs biorreactor UASB.

1.4.4.2 Específicos

1. Caracterizar fisicoquímicamente a las vinazas para ser evaluadas como sustrato para la alimentación de microorganismos anaerobios.

2. Arrancar, operar y evaluar biorreactores UASB y EGSB para garantizar su correcto funcionamiento y estabilización.

3. Analizar comparativamente los resultados de remoción de DQO, alcalinidad y pH de cada biorreactor para determinar su eficiencia.

Capítulo II.

Reseña:

*En este capítulo se expone toda la información relativa a las vinazas, incluyendo su caracterización fisicoquímica. Posteriormente, se describen las características de los biorreactores anaerobios UASB y EGSB, usados en la investigación. Se explica asimismo el funcionamiento del tratamiento anaerobio, haciendo especial énfasis en el proceso de digestión anaerobia. El capítulo concluye con la generación de biogás: su composición, así como la relación entre algunos parámetros de las vinazas y la formación de metano, **que es el componente de interés para esta investigación.***

2. Fundamentos

2.1 Características fisicoquímicas de las vinazas pre y post-tratamiento

Bautista-Zúñiga, F. & Durán de Bazúa, M. (1998) caracterizaron tres muestras de vinazas: crudas (VC), tratadas anaerobiamente (VNA) y con tratamiento aerobio-anaerobio (VAN AA). Los autores destacan el pH de VC de 4.5 y lo atribuyen a la acidificación del mosto a un pH de 3.0 con ácido sulfúrico o clorhídrico dependiendo el ingenio para favorecer la proliferación de la levadura que fermenta el mosto y produce alcohol etílico.

A continuación, se muestran en la **tabla 2.1** los resultados de la caracterización que los autores realizaron en su investigación.

Tabla 2.1 Constituyentes inorgánicos en las vinazas.

Parámetros	Unidades	Tipo de vinazas		
		VC	VNA	VAN AA
pH	n/a	4.44	8.73	8.93
Conductividad eléc.	Ds/m	29.3	19.5	19.1
Ca ²⁺	meq/L	45.7	9.6	1.7
Mg ²⁺	meq/L	46	46	29.5
Na ⁺	meq/L	0.44	0.7	0.6
K ⁺	meq/L	10.1	3.9	3.8
Cl ⁻	meq/L	112.8	Nm	27
SO ₄ ⁻	meq/L	31.2	Nm	Nm
CO ₃ ⁻	meq/L	Nd	0.6	0.6
HCO ₃ ⁻	meq/L	Nd	2.5	7.3

Nm = No medido, Nd = No detectado

Fuente: (Bautista- Zuñiga & Durán de Bazúa, 1998).

En la **tabla 2.1** puede observarse cómo varía el pH de acuerdo al tipo de muestra. En las vinazas crudas es ácido mientras que, al tratarse, la muestra alcanza un pH básico. El pH ácido puede explicarse por la adición de químicos como catalizadores para producir etanol,

mientras que el básico se debe principalmente a la estabilización de la muestra con un buffer como el bicarbonato de sodio, para la preservación de la vida bacteriana.

2.2 Tratamiento anaerobio

Con las características propias de las vinazas puede concluirse que el tratamiento anaerobio es una buena alternativa para tratarlas, ya que implica a la vez tratamiento y aprovechamiento con ayuda de microorganismos que digieren la materia orgánica presente en las aguas residuales y generan biogás.

La digestión anaerobia es altamente eficiente para tratar grandes volúmenes de aguas residuales en un proceso que consta de cuatro etapas y que tiene como producto el agua tratada y biogás⁵. Funciona al inocular un mecanismo llamado biorreactor con bacterias anaerobias y facultativas, las cuales se alimentan de la materia orgánica contenida en las aguas residuales que pasan a través del dispositivo.

El biogás obtenido del proceso puede utilizarse de forma doméstica o industrial a pequeña escala. Su composición varía en función de la proveniencia de las aguas, así como del diseño del dispositivo, pero, por lo general, para las aguas residuales se trata de una mezcla de metano (entre 60 y 70% del total de la mezcla), dióxido de carbono (30-40 %), hidrógeno (1% del total), entre otros compuestos.

Entre los biorreactores de mayor uso en el mercado que han sido empleados para tratar aguas agroindustriales se encuentran los UASB y EGSB, los cuales comparten algunas características, aunque sus diámetros marcan toda la diferencia entre ellas—más adelante, en la sección “biorreactores” del capítulo dos, se exponen todas las ventajas y desventajas de estos biorreactores—.

En este proceso biológico la materia orgánica se descompone en productos gaseosos o “biogás” (CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S , etc.), y en digestato, que es una mezcla de productos minerales (N, P, K, Ca, etc.) y compuestos de difícil degradación.

El proceso controlado de digestión anaerobia es uno de los más idóneos para la reducción de emisiones de efecto invernadero, el aprovechamiento energético de los residuos orgánicos y el mantenimiento y mejora del valor fertilizante de los productos tratados.

⁵ Una mezcla de gases obtenida mediante la digestión anaerobia de materia orgánica.

En la figura 2.1 se muestra el diagrama de flujo que muestra las 4 etapas de la digestión anaerobia y el producto obtenido del proceso. Puede observarse cómo las bacterias que intervienen en la digestión son diferentes en cada etapa.

Digestión anaerobia de la materia orgánica compleja.

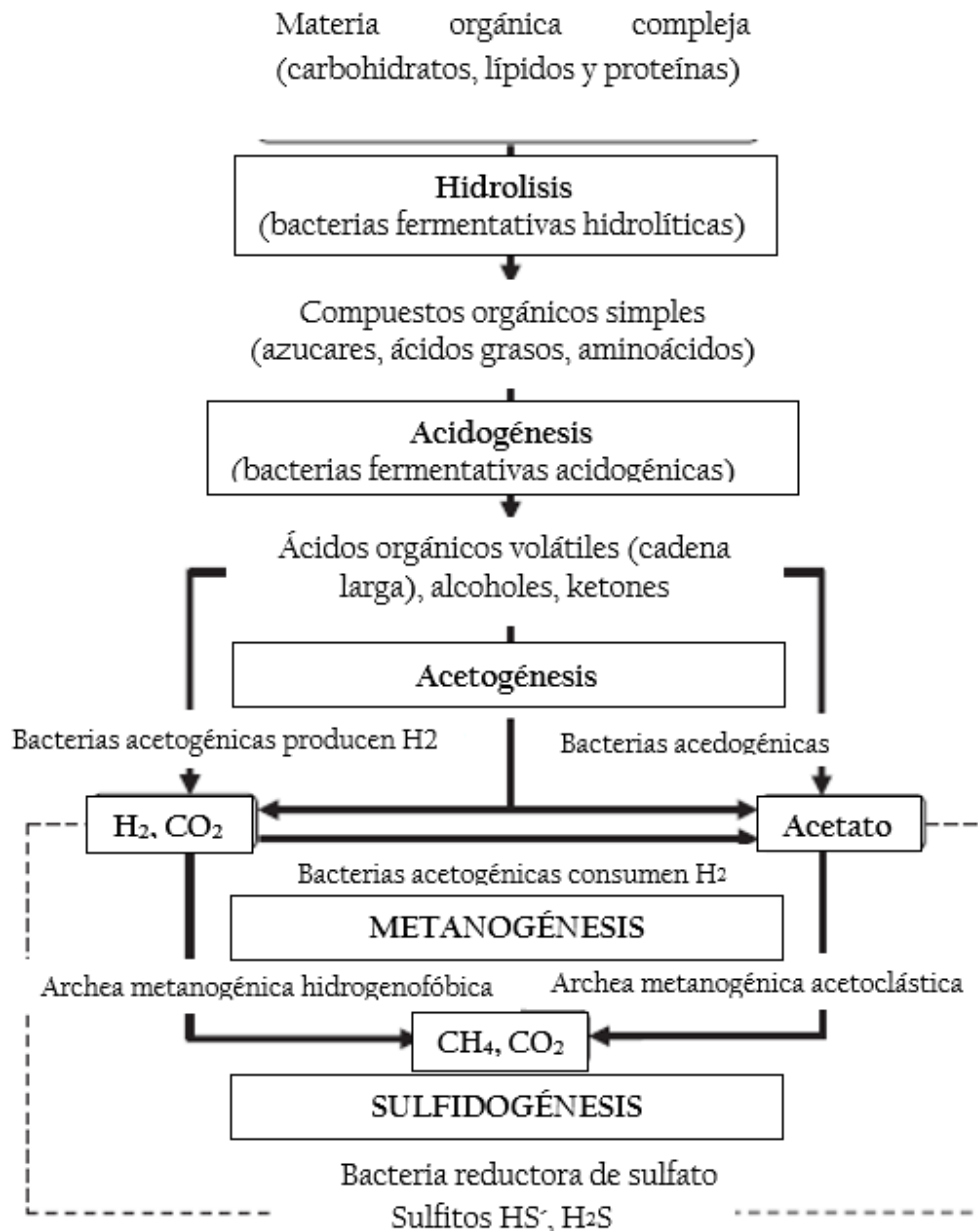


Fig. 2.1 Esquema de la digestión anaerobia de materia orgánica compleja que demuestra las etapas y comunidades microbianas involucradas.

Fuente: Moraes, et al. (2015).

A continuación, en la **tabla 2.2** se muestran de manera detallada las reacciones bioquímicas que ocurren a partir de la etapa acidogénica hasta la metanogénica. La materia orgánica pasa de ser ácidos a acetatos y, finalmente, a metano.

Tabla 2.2 Reacciones en la degradación anaerobia.

Etapa	Reacción
Acidogénesis	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O = 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$ $C_6H_{12}O_6 + 2H_2 = 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$ $C_6H_{12}O_6 = CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$
Acetogénesis	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O = CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ $CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- = CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$ $CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O = 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$
Metanogénesis	$CH_3COO^- + H_2O = CH_4 + HCO_3^- + 2H_2$ $H_2 + 1/4HCO_3^- + 1/4H^+ = 1/4CH_4 + 3/4H_2O$ $HCOO^- + 1/4H_2O + 1/4H^+ = 1/4CH_4 + 3/4HCO_3^-$

Fuente: Moraes, et al. (2015).

2.3 Etapas de la digestión anaerobia

En las investigaciones y proyectos de trabajo orientadas a la generación de bioenergéticos, puede tomarse dos alternativas de producción. Una es la generación de hidrógeno, la otra la de metano, para lo cual, la digestión debe progresar hasta la cuarta etapa. A continuación, se describe a cada de una de ellas.

2.3.1 Etapa 1: Hidrólisis

La materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolice en compuestos solubles que puedan atravesar la pared celular.

La hidrólisis es el primer paso necesario para la degradación anaeróbica de sustratos orgánicos complejos. Por tanto, este proceso es el que proporciona sustratos orgánicos simples para la digestión anaeróbica. La hidrólisis de estas moléculas complejas es llevada a cabo por la acción de enzimas extracelulares producidas por microorganismos hidrolíticos.

La etapa hidrolítica puede ser el proceso limitante de la velocidad global del proceso sobre todo cuando se tratan residuos con alto contenido de sólidos.

La hidrólisis depende de la temperatura del proceso, del TRH, de la composición bioquímica del sustrato (porcentaje de lignina, carbohidratos, proteínas y grasas), del tamaño de partículas, del nivel de pH, de la concentración de NH_4^+ y de la concentración de los productos de la hidrólisis.

2.3.2 Etapa 2: Etapa fermentativa o acidogénica

Durante esta etapa tiene lugar la fermentación de las moléculas orgánicas solubles en compuestos que puedan ser utilizados directamente por las bacterias metanogénicas (ácido acético, a. fórmico, H_2) y compuestos orgánicos más reducidos (ácido propiónico, a. butírico, a. valérico, a. láctico y etanol principalmente) que tienen que ser oxidados por bacterias acetogénicas en la siguiente etapa del proceso. La importancia de la presencia de este grupo de bacterias no sólo radica en el hecho que produce el alimento para los grupos de bacterias que actúan posteriormente, sino que, además eliminan cualquier traza del oxígeno disuelto del sistema.

Este grupo de microorganismos se compone de bacterias facultativas y anaeróbicas obligadas, colectivamente denominadas bacterias formadoras de ácidos.

2.3.3 Etapa 3: Etapa acetogénica

Mientras que algunos productos de la fermentación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (H_2 y acético), otros (etanol, ácidos grasos volátiles y algunos compuestos aromáticos) deben ser transformados en productos más sencillos, como acetato (CH_3COO^-) e hidrógeno (H_2), a través de las bacterias acetogénicas. Representantes de los microorganismos acetogénicos son *Syntrophomonas wolfei* y *Syntrophobacter wolini*.

Un tipo especial de microorganismos acetogénicos, son los llamados homoacetogénicos. Este tipo de bacterias son capaces de crecer heterotróficamente en presencia de azúcares o compuestos monocarbonados (como mezcla H_2/CO_2) produciendo como único producto acetato. Al contrario que las bacterias acetogénicas, éstas no producen hidrógeno como resultado de su metabolismo, sino que lo consumen como sustrato. Según se ha estudiado, el resultado neto del metabolismo homoacetogénico permite mantener bajas presiones

parciales del hidrógeno y, por tanto, permite la actividad de las bacterias acidogénicas y acetogénicas.

Los principales microorganismos homoacetogénicos que han sido aislados son *Acetobacterium woodii* o *Clostridium aceticum*.

2.3.4 Etapa 4: Etapa metanogénica

En esta etapa, un amplio grupo de bacterias anaeróbicas estrictas actúa sobre los productos resultantes de las etapas anteriores. Los microorganismos metanogénicos pueden ser considerados como los más importantes dentro del consorcio de microorganismos anaerobios, ya que son los responsables de la formación de metano y de la eliminación del medio de los productos de los grupos anteriores, siendo, además, los que dan nombre al proceso general de biometanización.

Los microorganismos metanogénicos completan el proceso de digestión anaeróbica mediante la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H_2/CO_2 , formato, metanol y algunas metilaminas.

Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea y tienen características comunes que los diferencian del resto de procariontes. Se pueden establecer dos grandes grupos de microorganismos, en función del sustrato principal que metabolizan: hidrogenotróficos, que consumen H_2/CO_2 y fórmico y acetoclásticos, que consumen acetato, metanol y algunas aminas.

Se ha demostrado que un 70% del metano producido en los biorreactores anaeróbicos se forma a partir de la descarboxilación de ácido acético, a pesar de que, mientras todos los organismos metanogénicos son capaces de utilizar el H_2 como aceptor de electrones, sólo dos géneros pueden utilizar acetato. Los dos géneros que tienen especies acetotróficas son *Methanosarcina* y *Methanotherix*. El metano restante proviene de los sustratos ácido carbónico, ácido fórmico y metanol. El más importante es el carbónico, el cual es reducido por el hidrógeno, también producido en la etapa anterior.

2.4 Biorreactores

Los biorreactores (biorreactores) anaerobios son mecanismos de tratamiento de aguas de alta eficiencia y bajos costos. Son empleados para la generación del biogás, obteniéndose un subproducto que es el gas energético. Son tecnología verde que permiten que los productos de la ruta metabólica anaerobia sean aprovechados. Dependen de un contacto efectivo entre las partículas de las aguas y el lodo conformado por las bacterias degradadoras. Por esta razón, el sistema permite una alta carga orgánica y esto a su vez resulta en una mayor producción de biogás que puede alcanzar hasta 20 m³/día de biogás.

Para el funcionamiento óptimo de los biorreactores es necesario tomar en cuenta que los SST deben eliminarse en la medida de lo posible, ya que una relación SST/DQO elevada compromete la granulación (Saleh & Mahmood, 2003).

Algunas ventajas de los biorreactores anaerobios son las siguientes:

- Diseño compacto.
- Acepta cambio de carga orgánica.
- Una décima de la producción de lodos en biorreactor aerobio.
- Libre de olores y gases alcanzada la estabilización.
- Biogás seguro (almacenado).
- Bajo costo de mantenimiento.
- Rápida puesta en marcha.
- Sistema de autolimpieza.
- Fácil pretratamiento.
- Automatizable. Trabajo temporizado.
- Tanto los biorreactores UASB y EGSB son de alta tasa, es decir que tienen un tiempo de conversión a biogás rápido.

Entre los biorreactores de mayor uso en el mercado se encuentran los UASB y EGSB, entre cuyas características más notables están:

- Alta remoción de DQO y DBO.
- Las cargas permitidas al día son de hasta 30 kg DQO/m³/día en biorreactor UASB y de hasta 100 kg DQO/m³/día en EGSB.
- Remueve entre 80-99% de DQO.
- Cuidando la TRH los sólidos suspendidos pueden ser tratados en UASB sin necesitarse pre-acondicionamiento y reduciendo costos.

Algunas de las ventajas de estos biorreactores (motivo por el que se eligieron para la presente investigación) se describen a continuación en la **tabla 2.3**

Tabla 2.3 Ventajas de los biorreactores UASB y EGSB.

	Biorreactor UASB	Biorreactor EGSB
1	Puede tratar cantidades considerables de sólidos suspendidos.	Alta granulación
2	Bajos costos de inversión	Alta velocidad de sedimentación
3	Diseño simple	Gran capacidad de conversión
4	Fácil de operar	El lodo puede ser guardado por mucho tiempo como inóculo
5		Alta eficiencia incluso a bajas temperaturas (mayores a 20°C)

Si bien comparten características como el flujo ascendente y la separación de fases en la parte superior del biorreactor, la principal diferencia entre el biorreactor UASB y EGSB es que el biorreactor EGSB tiene un diámetro más grande, permitiendo así mejor contacto entre las partículas orgánicas y el lodo bacteriano, lo cual resulta en un menor TRH y una producción más eficiente de biogás, alcanzando una producción de metano de hasta cinco litros diarios (aunque depende de la DQO presente).

Por otro lado, las desventajas del biorreactor UASB son un espacio sin aprovechar de alrededor del 10% (Singh, Viraraghavan, & Bhattacharyya, 2006), una zona de mezcla pequeña y un incremento alto del flujo de paso a temperaturas más bajas. Algunos investigadores consideran que el flujo de este biorreactor se encuentra entre completamente mezclado y flujo de tapón (Heertjes, Kuyvenhoven, & van der Meer, 1982), (Bolle, van Breugel, van Eyebergen, Kossen, & Zoetemeyer, 1986).

Biorreactor UASB

El biorreactor UASB ilustrado en la **figura 2.2**, se caracteriza por tener un separador de fases en la parte superior, debido al cual los sólidos que no hayan sido degradados por los lodos y escapan entre las burbujas de gas caen de nuevo al fondo del biorreactor, por lo

que la efectividad del tratamiento para degradar la materia convierte a este biorreactor en altamente confiable (Saleh & Mahmood, 2003).

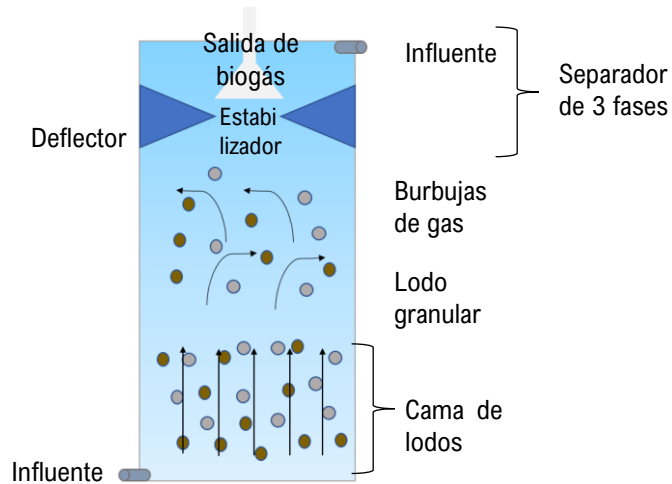


Fig. 2.2 Ilustración del diseño de un Biorreactor UASB común.

Adaptación de Saleh & Mahmood (2003).

El biorreactor UASB fue inventado por el doctor Lettinga en la década de 1970, a partir de entonces se han hecho ligeras modificaciones, por lo que actualmente solo se ha llegado a comercializar una segunda generación de estos biorreactores. El propósito de su creación fue tratar aguas residuales a bajo costo (de inversión y mantenimiento) y con alta eficiencia para tratar incluso cargas mayores a 50 kg DQO por litro. Dado que la mayor parte de las bacterias anaeróbicas son termófilas, este biorreactor funciona en climas tropicales, por lo que únicamente es usado en países de América latina, Asia y África.

Es el biorreactor más ampliamente usado por sus bajos costos de inversión y eficiencia de remoción del 85% por lo que fue elegido para tratar la carga orgánica alta que caracteriza a las vinazas. Funciona a temperaturas mesofílicas (G. Lettinga, 1984) para el crecimiento bacteriano y un pH cercano al neutro, ya que los climas templados afectan la velocidad de la hidrólisis de la materia orgánica y, por consiguiente, la eficiencia del biorreactor.

Para describir al biorreactor UASB hay que tener en mente un cono Inhoff invertido, en el cual las etapas de decantación y digestión están superpuestas. El diseño del dispositivo y el control del TRH son factores determinantes para la sedimentación de las partículas y remoción de la materia orgánica.

La principal característica del biorreactor UASB (y que tiene en común con el biorreactor EGSB) es que el agua entra por la parte inferior del biorreactor y sube hasta la parte superior, además de que las etapas de decantación y digestión están superpuestas. Al ser degradada la materia se forman gránulos que tienen una alta sedimentación. El agua a tratar entra por un orificio en la parte inferior del biorreactor, donde se encuentra con las bacterias que degradan la materia. Una vez que el agua está libre de carga orgánica asciende por diferencia de densidad hasta la salida, donde es depositada en otro recipiente. El gas producido durante la digestión recircula permitiendo que los gránulos se mantengan unidos y finalmente sale por un orificio que está en la parte superior del biorreactor para ser almacenado en un contenedor especial.

El biorreactor UASB puede tratar aguas industriales (alimentos, papel, fármacos, cervecerías, azucareras, refresqueras) y domésticas (mezcla compleja de aguas negras y grises), ya sea que su carga de materia orgánica sea alta: 50 kg DQO/m³ al día o escasa: 1-2 kg DQO/m³.

Biorreactor EGSB

El Biorreactor EGSB es similar al UASB en cuanto a equipamiento, sin embargo, la distribución de los componentes o secciones difiere. Este biorreactor, como su nombre lo indica, permite la expansión de lodos debido a que tiene una mayor longitud. De esta forma el contacto entre bacterias y materia orgánica es mayor y más efectivo (Saleh & Mahmood, 2003). En la **figura 2.3** se presenta una imagen general de este tipo de biorreactor.

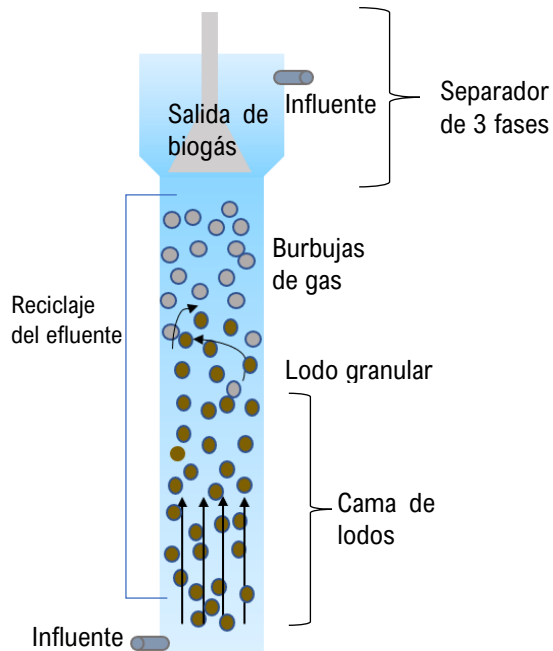


Fig. 2.3 Ilustración de cómo está diseñado un Biorreactor EGSB común.

Adaptado de Sales & Mahmood (Saleh & Mahmood, 2003).

El biorreactor EGSB es principalmente conocido por la generación de gránulos, que favorece la sedimentación. Ha sido mejorado en los últimos años y su costo ha disminuido. Actualmente, se cuenta con la tercera generación de este tipo de biorreactores, razón por la cual también se escogió para tratar a las vinazas.

Similar al biorreactor UASB, en el biorreactor EGSB el agua entra por la parte inferior, donde se encuentra con las bacterias que degradan la materia. Una vez que el agua está libre de carga orgánica asciende por diferencia de densidad hasta la salida, donde es depositada en otro recipiente. El gas producido durante la digestión recircula permitiendo que los gránulos se mantengan unidos y finalmente sale por un orificio que está en la parte superior del biorreactor para ser almacenado en un contenedor especial.

El biorreactor UASB también puede tratar aguas industriales y domésticas con alta carga orgánica.

Por supuesto, ambos biorreactores también presentan diversas desventajas, entre las que se aprecian taponamiento del sistema ante una presencia elevada de sólidos suspendidos, alta sensibilidad al oxígeno después de la alimentación y la entrada de

alimentación situada en la parte inferior, para lo que se requiere una bomba, que los hace propensos al derrame de agua residual o lodos anaerobios.

2.5 Biogás

Al tratarse las vinazas mediante un mecanismo biológico se obtiene biogás. La relevancia de este biocombustible radica en que permite la sustitución de los combustibles tradicionales, los cuales contaminan el medio ambiente al no estar incluidos en el ciclo biogeoquímico natural de la tierra.

El biogás contiene gases que se forman de manera natural mediante la descomposición de la materia orgánica, solo que en el caso de la digestión anaerobia en biorreactores se producen en un ambiente controlado, cuidando que se produzca una mayor proporción de metano que de otros gases, ya que es el metano el gas que se combustiona y permite cocinar.

El futuro energético radica en los biocombustibles, que permitan un desarrollo sustentable no solo en las zonas rurales sino también en las ciudades y la investigación en los potenciales sustratos para la generación de biogás es el primer paso para llegar a la difusión en el uso de este tipo de energías.

En la **tabla 2.4** se observa la composición del biogás, la cual varía de acuerdo al sustrato (y la composición de este) y a los parámetros manejados en el proceso de digestión.

Tabla 2.4. Composición del biogás.

	Componentes	Formula química	Porcentaje
1	Metano	CH ₄	50-75
2	Dióxido de carbono	CO ₂	25-45
3	Vapor de agua	H ₂ O	2-7
4	Hidrogeno	H ₂	1
5	Nitrógeno	N ₂	1
6	Monóxido de carbono	CO	0.1
7	Oxigeno	O ₂	0.1
8	Ácido sulfhídrico	H ₂ S	0.1

Fuente: Red Mexicana de bioenergía (Red mexicana de bioenergía, 2020).

Capítulo III.

Reseña

Este capítulo abarca los materiales y métodos usados para la caracterización de las vinazas, así como su uso como sustrato para su evaluación en biorreactores UASB y EGSB. En el proceso se distinguen tres sujetos importantes: el inóculo, el sustrato o materia prima y el producto. Cada uno de ellos tiene una metodología de manejo específica que se tratará a fondo en el capítulo.

Para el caso del inóculo se aborda su obtención y adaptación. En cuanto al sustrato, se especifica su caracterización y adaptación para el tratamiento. Finalmente, en lo referente a la evaluación de los biorreactores UASB y EGSB se detalla el monitoreo de las variables de control y respuesta del tratamiento de vinazas, las cuales pueden afectar la producción del biogás.

3. Metodología

3.1 Etapas de la investigación

La metodología se divide de acuerdo con las tres etapas en la investigación: la obtención y caracterización de vinazas previa al tratamiento, la preparación de biorreactores y el proceso del tratamiento.

Todos los procedimientos incluyendo toma de muestras y análisis de vinazas se realizaron siguiendo la metodología de las normas enlistadas en el **anexo 8.3**.

A continuación, en la **figura 3.1** puede observarse un esquema general del procedimiento llevado a cabo para la investigación, seguido por un diagrama de los análisis fisicoquímicos a los que se sometieron las vinazas.

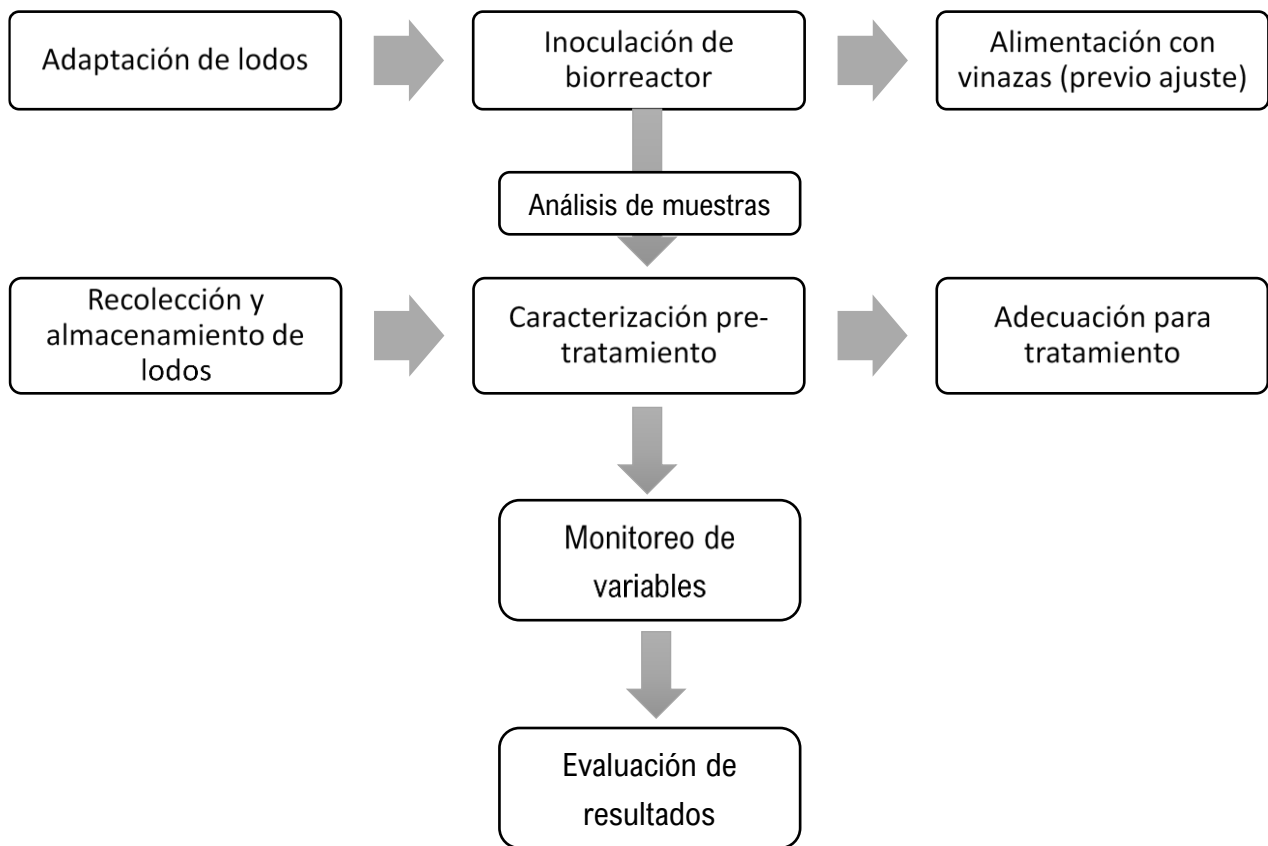


Fig. 3.1 Diagrama general de las actividades de investigación.

3.2 Obtención, caracterización y ajuste de las vinazas

3.2.1 Obtención de vinazas

Las muestras de vinazas no tratadas fueron donadas por el Ingenio La Fe, también conocido como Pujiltic, el cual se ubica en la colonia San Francisco Pujiltic en el municipio de Venustiano Carranza, Chiapas.

En la **figura 3.3** puede observarse una muestra de la vinaza obtenida para la investigación.



Fig. 3.2 Foto de muestra de vinaza no tratada.

Del efluente del ingenio “Pujiltic” se extrajeron las vinazas en “fresco” y posteriormente se almacenaron en contenedores de 1 litro, decantando previamente por 1 hora residuos sólidos de 1 mm de espesor y de un área aproximada de 2 cm² en promedio. Una vez removida la materia orgánica, las vinazas fueron refrigeradas. En la imagen 1 puede observarse una muestra de la vinaza.

Tanto la toma de la muestra como el almacenamiento se hicieron de acuerdo a la normatividad mexicana descrita en la norma NMX-AA-SCFI-003: se tomó la muestra en el tubo de salida a temperatura ambiente y se almacenó a 0 °C.

3.2.2 Caracterización de vinazas pre-tratamiento

Antes de que las vinazas fueran tratadas se analizaron bajo diversos parámetros por dos razones:

1) Identificar los contaminantes que contienen o las características que las hacen no aptas para los cuerpos de agua o suelos en las cuales son desechadas. Uno de los efectos de los

contaminantes en el agua es reducir la disponibilidad de oxígeno ocasionando que los organismos que dependen de ella se mueran. Por esta razón, se miden DQO y DBO, la cantidad de sólidos, metales, carbonatos, nitratos y sulfatos así como los niveles de acidez o basicidad en el agua.

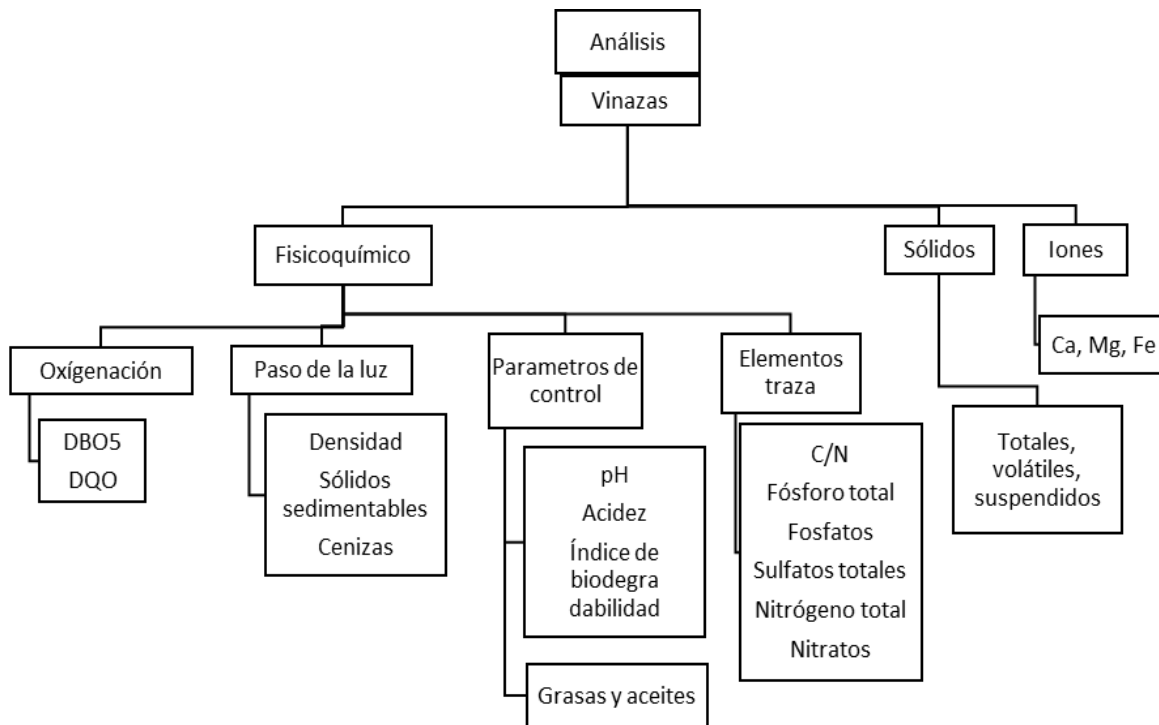


Fig. 3.3 Diagrama de los análisis fisicoquímicos de las vinazas sin tratar.

2) Determinar el procedimiento a llevar a cabo para obtener la mayor eficiencia en el tratamiento anaerobio.

A continuación, se describe brevemente los procedimientos aplicados para caracterizar a las vinazas antes de ser tratadas.

Todas las mediciones se realizaron por triplicado.

3.2.2.1 Materia orgánica

Los sólidos totales comprenden los disueltos, los suspendidos y los sedimentables presentes en el agua. Dada su naturaleza, afectan la claridad del agua, puesto que obstruyen el paso de la luz, afectando la fotosíntesis de las plantas acuáticas. En consecuencia, el agua se calienta más rápido y se mantiene así, dificultando la vida acuática que suele mantenerse a una temperatura más baja.

Es relevante la medición de sólidos totales en distintos días del año dado que las concentraciones aumentan con la lluvia, con lo que se puede detectar erosión en las cuencas hidrográficas en donde se da la descarga.

La medición de sólidos abarca varios parámetros y consiste en obtener la masa real de los sólidos presentes en las vinazas sin la intervención de la masa. En la **figura 3.4** puede observarse cómo las mediciones de sólidos están conectadas y dependen unas de otras.

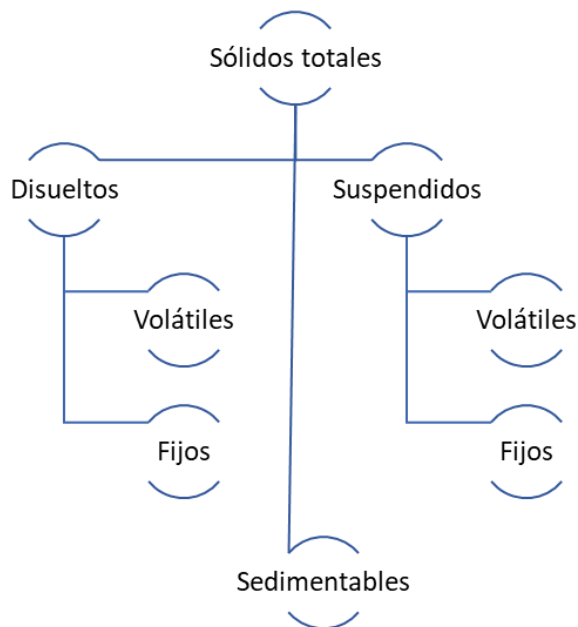


Fig. 3.4 Mapa conceptual de cómo está compuesta la categoría de medición de sólidos.

Procedimiento

Después de conocer el peso constante de un crisol se vierte en él 25 ml de vinaza y se introduce al horno precalentado a 110 °C durante 80 min. Se pesa y se repite el procedimiento hasta alcanzar el peso constante, es decir, que no haya una variación mayor a 0.05 gramos. Esta medición se realiza por triplicado empleando 3 crisoles perfectamente diferenciados. Se calcula el peso total de los residuos restantes, descontando el peso de los recipientes. Este resultado corresponde a los sólidos totales.

Los crisoles que contienen los residuos de la evaporación se introducen entonces a la mufla a 550 °C por el tiempo necesario hasta alcanzar el peso constante. La diferencia de pesos entre esta medición y la anterior corresponden a los sólidos fijos. De igual forma, la diferencia entre los sólidos totales y los fijos corresponden a los sólidos volátiles.

Paralelamente, puede realizarse la medición de sólidos suspendidos para la cual se sigue el procedimiento de determinación de sólidos volátiles, sin embargo, se usan crisoles Gooch con papel filtro por los cuales se filtra la vinaza con ayuda de una bomba de vacío. Los residuos del papel deben ser llevados a 110 °C. La diferencia de pesos en este caso corresponde a los sólidos suspendidos. Después de utilizar la mufla, como en el procedimiento anterior, las mediciones que obtengamos corresponden a los sólidos suspendidos fijos y, las partículas que fueron destruidas por las altas temperaturas corresponden a los sólidos suspendidos volátiles.

Sólidos sedimentables

La materia sedimentable es la cantidad de sólidos que se depositan al fondo de un recipiente después de determinado tiempo en condiciones estáticas controladas. Cabe señalar que en la norma mexicana se establece que el tiempo de depósito es de 24 horas, sin embargo, fue necesario extender el periodo de decantación hasta alcanzar las 72 horas, tras los cuales se midió la cantidad de materia sedimentada en el fondo del cono Inhoff.

3.2.2.2 Otros parámetros

A. pH

La medición se realizó con un medidor de pH portátil de la marca Hach que incluye un sensor de temperatura. Se agregó un agitador magnético a la muestra para que la homogenización y la medición fueran precisas.

B. Alcalinidad

Permite determinar la cantidad de sales presentes en el agua residual. Este método está basado en la medición de la acidez o alcalinidad en el agua por medio de una valoración de la muestra empleando como disolución tituladora un álcali o un ácido, según sea el caso, de concentración perfectamente conocida.

Para medir la alcalinidad se tomaron 10 ml de muestra diluida al 50% con agua destilada y se procedió a titular con ácido clorhídrico (1).

Fórmula para calcular la Alcalinidad

$$alcalinidad = \frac{A*N*50*1000}{10} \quad (1)$$

Donde:

- A es el volumen de HCl gastado
- N es la normalidad del ácido
- 50 es el factor para convertir eq/L a mg CaCO₃/L
- 1000 es el factor para convertir ml a L

El factor de alcalinidad se determinó mediante la metodología de Speece (1996) descrita a continuación. Se vaciaron 10 mL de muestra en un vaso de precipitado de 50 mL y se colocó el electrodo dentro para detectar su cambio de pH. Posteriormente, se tituló con una disolución de HCl 0.1 N, hasta alcanzar un pH de 5.75; el volumen titulado (V_1) corresponde a la alcalinidad bicarbónica. Se continuó la titulación hasta un pH de 4.3; este segundo volumen titulado (V_2) corresponde a la alcalinidad debida a los AGV.

Posteriormente se realizan los cálculos para obtener el factor de alcalinidad. Los cálculos para el índice tampón (α) corresponden a la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad total (Rojas, 1987) y se determinaron de la siguiente manera (2):

$$\alpha = \frac{v_2}{v_1 + v_2} \quad (2)$$

Donde:

- V_1 corresponde a la alcalinidad bicarbónica,
- V_2 corresponde a la alcalinidad debida a los AGV.

C. Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO

La DBO es una prueba para medir la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales. Se determina por la diferencia entre el oxígeno disuelto inicial y el oxígeno disuelto al cabo de cinco días de incubación a 20 °C.

Procedimiento

Se realizó la dilución 1:50 de la muestra de vinazas sin tratar y de 1:25 de las vinazas tratadas. Se utilizaron frascos con tapón para DBO, al cual se les introdujo un imán, una solución inhibidora de la digestión ya preparada y 200 ml de muestra. Al tapón se le introdujeron dos capsulas de NaOH. Las botellas luego se introdujeron en un digestor y al cabo de cinco días indicaron la cantidad de DBO presente. Posteriormente sólo se realizaron los cálculos para ajustar los valores a la concentración original sin diluir.

D. Demanda Química de Oxígeno, DQO

La DQO se mide en mg O₂/L y es simplemente la cantidad de sustancias presentes en el agua que pueden ser oxidadas disminuyendo así la disponibilidad de oxígeno molecular en el agua, que de otra forma sería aprovechado por los organismos que en ella viven.

A grandes rasgos la reacción ocurre de la siguiente forma: se propicia el refluj⁶ al entrar en contacto el sulfato de mercurio (II) de una disolución con una cantidad conocida de dicromato de potasio, empleándose un catalizador de plata diluido en ácido sulfúrico concentrado. Esto ocurre en un período fijo, durante el cual parte del dicromato es reducido por el material oxidable presente en el agua residual a analizar. El dicromato remanente se titula con sulfato ferroso amoniacal. A partir de esto se realiza el cálculo del valor de la DQO a partir de la cantidad de dicromato reducido (1 mol de dicromato (Cr₂O₇⁻²) equivale a 1.5 moles de oxígeno (O₂)).

Procedimiento

El procedimiento consistió a grandes rasgos en la elaboración de disoluciones patrón, el trazado de la curva de calibración, la elaboración de disoluciones y la medición de DQO.

Se realizaron 8 disoluciones de biftalato de potasio con las siguientes concentraciones: 50, 150, 300, 450, 600, 750, 900, 1150 mgO₂/mL. Estas concentraciones buscan cubrir el rango de DQO esperado, de acuerdo con la medición de sólidos que se hizo con anterioridad.

En un vial se agregaron 2 ml de la solución de biftalato, 2 ml de la solución digestora (K₂Cr₂O₇/H₂SO₄) y 3 ml de la solución colorante (AgSO₄/ H₂SO₄). Se tapó y agitó para homogeneizar. El resultado de esto fue una reacción exotérmica. Este procedimiento se realizó por triplicado con cada una de las concentraciones de la solución de biftalato. Al final se preparó una solución “blanco”, la cual contenía agua destilada en lugar de biftalato.

A continuación, se introdujeron los viales en el digestor marca Hach y se programó la digestión a 150 °C por 30 minutos.

Mediante el espectrofotómetro marca Hach se analizó la absorción de la luz a 620 nm calibrando el espectrofotómetro con el blanco. Después de haber medido la absorción para cada solución se realizó la curva de calibración, haciendo uso de la fórmula de regresión, buscando que el valor fuera lo más confiable posible (>0.95).

Con ello se determina el valor de la concentración de carga orgánica (3):

⁶ El refluj⁶ es un proceso que busca obtener el calentamiento de una solución a temperatura constante

$$DQO\left(\frac{mg\ O_2\ disuelto}{L}\right) = (mx + b) * D \quad (3)$$

Donde:

- x = valor de absorbancia registrado.
- m = valor de la pendiente de la curva de calibración.
- b = valor de la intersección de la curva de calibración.
- D = factor de dilución (no aplica para curvas de calibración).

Teniendo la curva de calibración se realizaron las disoluciones, esta vez, utilizando la muestra diluida. Para el caso de las vinazas sin tratar se empleó una dilución de 1:100, mientras que para las vinazas tratadas fueron de 1:50.

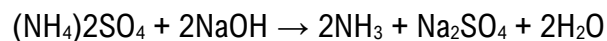
E. Nitrógeno total

El nitrógeno Kjeldahl es definido como la diferencia obtenida por la sustracción de la concentración de masa de nitrógeno amoniacal de la concentración de masa del nitrógeno total. Puede ser determinado directamente por remoción del nitrógeno amoniacal antes de la digestión.

Reacción de digestión: La descomposición del nitrógeno orgánico en la muestra se logró empleando una solución ácida. El resultado final es una disolución de sulfato de amonio.



Destilación: Es la adición de un exceso de álcali a la mezcla ácida de digestión para convertir el NH_4^+ en NH_3 , seguido por la ebullición y condensación del NH_3 gaseoso el cual es recibido en una disolución de concentración conocida de ácido bórico.



Cuantificación: La cantidad de nitrógeno en la muestra se calculó de la cantidad cuantificada de iones amoniacal (amonio) en la disolución de concentración conocida de ácido bórico.

3.2.2.3 Iones

Se realizó la determinación de los iones mediante espectrofotometría de absorción atómica de flama, tomando como referencia y apoyo las siguientes normas:

- NMX-AA-051-SCFI-2001-Determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de Prueba (cancela a la nmx-aa-051-1981).
- EPA Method 7010a (Feb 2007).

A continuación, se detalla el procedimiento para medición de calcio y magnesio de acuerdo a la concentración de las diluciones requeridas, las soluciones empleadas y la longitud de onda a la cual el ión absorbe la luz.

El método mide contenidos de calcio de hasta 50 mg/L y contenidos de magnesio de hasta 5 mg/L, por lo que, anticipando concentraciones mayores se realizaron diluciones 1:25. Asimismo, el intervalo de concentraciones óptimo utilizando flama de aire o acetileno es de 3 a 50 mg/L para el calcio y de 0,9 a 5 mg/L para el magnesio.

Las muestras para los ensayos se prepararon filtrándolas, eliminando materia suspendida que pudiera obstruir al nebulizador. Se prepararon 4 matraces volumétricos de 100 mL a los que se les añadió 10 mL de solución de cloruro de lantano. Se realizaron diluciones de la muestra considerando que los niveles de calcio y magnesio debían estar elevados y luego se vertieron en los matraces. Paralelamente, se hizo la medición sustituyendo cada volumen de muestra por agua.

Se preparó una curva de calibración para lo cual se añadió a cada matraz 10 mL de solución de cloruro de lantano. Se añadió, con ayuda de una pipeta, 0, 2,5, 5, 10, 15, 20 y 25 mL respectivamente de la solución patrón de calcio magnesio () y se aforó con ácido clorhídrico.

Para el calcio las concentraciones empleadas fueron: 0,0.5, 1, 2, 3, 4, 5 mg/L, mientras que para el magnesio fueron: 0, 0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5.

Se aspiraron las soluciones para calibración y para el blanco en orden aleatorio y se aspiró ácido clorhídrico entre cada una de ellas y con los resultados se construyeron las curvas de calibración para el calcio y para el magnesio, representando las lecturas de absorbancia correspondientes frente a las concentraciones de calcio y de magnesio. Luego se aspiraron las soluciones de ensayo, aspirando ácido clorhídrico entre cada una de ellas, y se determinaron las absorbancias.

El espectrofotómetro fue calibrado para medir la absorbancia del calcio a 412 a 432 nm y del magnesio a 258.2 nm. Para medir los otros iones, además de realizar las adaptaciones de concentración de diluciones y las soluciones empleadas, se ajustó la longitud de onda: 590-610 nm para el cobre, 580-600 para el sodio, 500-520 para el hierro.

3.2.3 Ajuste de las vinazas para mantener condiciones mesofílicas

Como se ha mencionado anteriormente, es necesario que el ambiente en el que se encuentran los lodos sea el propicio para su desarrollo y reproducción. Por esta razón, algunos valores de las vinazas deben de ser ajustados antes de bombearlas en el sistema. Es necesario que se mantengan pH y temperatura propios de las condiciones mesofílicas a las que las bacterias y arqueas se han adaptado para no afectar la actividad metabólica de los microorganismos.

Dado el pH ácido característico de las vinazas fue necesario realizar un ajuste para que fuera lo más neutro posible al entrar al medio. Este ajuste se realizó suministrando NaOH para adaptar a los lodos. Al cabo de dos semanas se cambió el suministro a una solución amortiguadora, la cual incrementa o reduce el pH de la sustancia a la que se agrega según es necesario. Se usó una solución sobresaturada de bicarbonato de sodio al 30%.

En cuanto a la temperatura, si bien los microbiólogos concuerdan en que los microorganismos anaerobios, concretamente los metanogénicos, viven y se reproducen con mayor facilidad cuando la temperatura se encuentra entre 40 y 45 °C, el rango de temperatura de las condiciones mesofílicas es amplio, así que las bacterias y arqueas pueden sobrevivir en un ambiente de 20 a 45 °C. Por consiguiente, la temperatura de las vinazas se ajustó a 28 °C para alimentar a los biorreactores. Se usó una parrilla de calentamiento para alcanzar la temperatura deseada.

Tanto el pH como la temperatura fueron medidos usando el pH-metro con termómetro, procurando que la agitación de las vinazas fuera leve pero continua, dando tiempo a la homogenización de las sustancias agregadas.

3.3 Preparación de biorreactores

Los lodos anaerobios se obtuvieron de la empresa Embotelladora y Distribuidora Gepp S.A. de C.V. Planta Tuxtla, ubicada en Chiapa de Corzo. Ramos y otros (Ramos, 2018) originalmente realizaron la adaptación de las bacterias en el año 2016 “mediante la táctica de rendimiento fijo con una estrategia de concentración variable adaptada de Buitrón y Moreno (Buitrón & Moreno, 2004)”. La adaptación de los lodos a las nuevas condiciones de vida es imperativa antes de que se inicie el tratamiento de aguas residuales, por lo que en junio del año 2019 se realizó nuevamente el proceso, el cual consistió en vaciar a los biorreactores y limpiarlos sin utilizar ningún producto. Posteriormente, se ingresó un litro de lodos en cada uno de ellos (aproximadamente una tercera parte del volumen dimensional de los biorreactores) y se procedió con la estabilización del sistema mediante la alimentación y monitoreo constantes.

3.4 Proceso del tratamiento

3.4.1 Puesta en marcha y alimentación de los biorreactores

Inmediatamente después de que se inoculó el biorreactor se agregó la primera muestra de vinaza. La adaptación al nuevo ambiente de los lodos se monitoreó para saber si era necesario realizar algún otro ajuste en la temperatura o dilución de las vinazas.

La alimentación de los biorreactores se realizó una vez al día todos los días, procurando que fuera a la misma hora para mantener la continuidad en la cual los microorganismos digieren su comida. La vinaza se diluyó con agua desionizada al 50%. La alimentación se realiza con una bomba peristáltica a una velocidad aproximada de 50 ml/min (nivel 1).

3.4.2 Monitoreo de los biorreactores

El monitoreo del biorreactor fue constante a lo largo de 30 días posteriores a la puesta en marcha, asegurándose de que en cada alimentación se descargara el mismo volumen de agua ya tratada, para mantener el volumen de operación constante. Transcurrido este tiempo, se llevó a cabo la medición de los parámetros de control para determinar la eficiencia en la digestión anaerobia.

Diariamente, debió tomarse varias muestras del efluente de cada biorreactor hasta alcanzar un punto de estabilización. Este se observó cuando la temperatura, pH, alcalinidad y DQO alcanzaron valores que se mantuvieron constantes e incluso empezaron a disminuir. Una vez que se alcanzó un estado de equilibrio entre todas las variables que afectan el ecosistema de los lodos se empezó a monitorear el funcionamiento de los biorreactores en la remoción de materia orgánica. Los parámetros que se monitorearon fueron pH, temperatura, alcalinidad y DQO.

3.4.3 Evaluación y comparación de los biorreactores

Se evaluaron los resultados de la remoción de alcalinidad y DQO así como el impacto en el pH del efluente para cada biorreactor. Posteriormente, se compararon las eficiencias de remoción de alcalinidad y DQO de los biorreactores.

4. Resultados y discusión

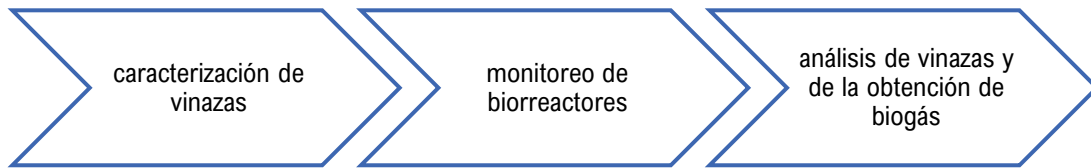


Fig. 4.1. Esquema de las 3 etapas principales de la investigación.

4.1 Vinazas utilizadas

Las vinazas se descongelaron y filtraron manualmente, con un filtro de 3 mm de diámetro, 16 horas antes de alimentar a los biorreactores. Por cada litro de vinazas se removieron aproximadamente 20 g de materia orgánica sólida.

4.2 Caracterización fisicoquímica de las vinazas previo a su tratamiento

Se realizó una caracterización fisicoquímica a las vinazas analizando diversos parámetros cuyos resultados son mostrados en las tablas 4.1 a 4.3. Para el segundo periodo de evaluación, correspondiente a la estabilización de los biorreactores, se recurrió a la homogeneización y dilución de las vinazas al 70% con agua destilada, tras lo cual se volvieron a evaluar los sólidos, encontrándose pequeñas variaciones, las cuales son expuestas en la tabla 4.4.

4.2.1 Materia orgánica

Se encuentra que los valores para sólidos suspendidos totales sobrepasan los límites aceptables para que las aguas residuales con dicho contenido puedan ser desechadas en aguas continentales o sean usadas para riego agrícola. De encontrarse en aguas superficiales pueden relacionarse con la eutrofización presente, mientras que al descargarse en tierra a largo plazo producen erosión.

Además, los SST pueden taponar un sistema como el UASB, ya que no representa un alimento para las bacterias y flotan en el agua sin asentarse.

Sólidos disueltos

En el agua que tiene corriente pueden encontrarse partículas de calcio, cloruros, nitratos, sulfatos, fosfatos, hierro, azufre, carbono y otros iones. Estas partículas disueltas son menores a 2 micras (0.002 cm) de tamaño aproximadamente. Es importante la presencia de estas partículas para la vida acuática, pero concentraciones extremas no son recomendadas ya que la densidad del agua cambia drásticamente. Por ejemplo, un organismo que vive en agua con pocos sólidos gana volumen puesto que la absorbe y lo opuesto ocurre en agua con una alta concentración de sólidos. En otras palabras, la densidad del agua determina el flujo hacia y desde las células de un organismo (Mitchell, 1986) (Mitchell and Stapp, 1992). Esto demuestra un cambio en la densidad celular del organismo, que conlleva a que flote o se hunda, ocasionándole, en ciertos casos, la muerte.

Los sólidos disueltos representan la cantidad de iones en el agua por lo que su medición sirve cuando se trata de analizar la calidad del agua para beber. Si el contenido disuelto es alto el agua sabe mal y puede tener un efecto laxante.

Sólidos suspendidos

Por otro lado, los sólidos suspendidos incluyen partículas de limo y arcilla, plancton, algas, entre otros desechos orgánicos finos. Contrario a las partículas disueltas, las suspendidas superan las 2 micras.

Las concentraciones más altas de sólidos en suspensión pueden servir como portadores de tóxicos, que se adhieren fácilmente a las partículas en suspensión por su forma y tamaño. Además, cuando hay muchos sólidos suspendidos estos pueden obstruir el paso de agua, en especial en zonas reducidas.

Los sólidos en suspensión simplemente especifican cuánto lodo y partículas de desecho hay en el agua, y se miden en miligramos por litro (mgL^{-1}), gramos por litro (gL^{-1}) o porcentaje sólido (%). $1000\text{mgL}^{-1} = 1\text{gL}^{-1} = 0.1\%$. Se utiliza para calcular la cantidad de material, o carga, en un sistema de aguas residuales o industrial.

Los sólidos suspendidos pueden estar compuestos de material orgánico (como algas y plancton) y material inorgánico (como limo y arena) dependiendo de la ubicación, y aunque pueden existir niveles altos de forma natural en algunas corrientes y cuerpos de agua, generalmente un nivel más bajo la medida es mejor para agua saludable.

Bajos niveles de sólidos suspendidos totales permiten que en un entorno como el de un biorreactor se pueda reaccionar rápidamente ante cualquier cambio en el proceso, que es

clave para mantener una planta de tratamiento eficiente y respetuosa con el medio ambiente.

Un control garantiza un tratamiento biológico eficiente. Si los sólidos son demasiado altos, existe el riesgo de que el sistema se sobrecargue, lo que requerirá que se proporcione más oxígeno, desperdiciando energía. Si los sólidos caen, entonces los agentes biológicos se quedarán sin alimento y comenzarán a morir, lo que provocará una caída en la eficiencia y un costoso proceso de "reposición". Los sólidos suspendidos también tienen graves impactos en el medio ambiente natural, pero aquí es mejor utilizar la turbidez como medida principal.

Tabla 4.1 Contenido de sólidos en la muestra.

Parámetro	Valor (mg/L)	LMP ⁷
Sólidos Totales	70,250	-
Sólidos Volátiles Totales	50,768	-
Sólidos Totales Fijos	19,482	-
Sólidos Suspendidos Totales	5,980	60 ^{a,b} , 200 ^{a,c}
Sólidos Suspendidos Volátiles	24,376	-
Sólidos Suspendidos Fijos	19,482	-
Sólidos Disueltos Totales	64,270	-
Sólidos Disueltos Volátiles	33,775	-
Sólidos Disueltos Fijos	28,116	-
Sólidos sedimentables	5*	2 ^a

*mL/L

La **tabla 4.1** es un indicador de los sólidos presentes en las vinazas, algunos calcinables a temperaturas mayores a 500 °C y otros disueltos. Estos últimos son de especial interés ya que dificultan el contacto con las bacterias, es la materia propensa a no ser tratada.

⁷ Indicados por ^a, NOM; ^b, valores para la protección de vida acuática; ^c, valores para riego

4.2.2 Otros parámetros

En la **tabla 4.2** pueden observarse los valores de la medición de algunos parámetros indicadores de la potencial contaminación de las vinazas. Los LMP sólo son aplicables a algunos parámetros dando un marco de referencia para comprender el grado contaminante y determinar la acción correctiva o preventiva en el manejo de las vinazas. En la mayoría de los casos, la práctica y experimentación específicas son quienes determinan cuales deben ser los valores de cada parámetro.

4.2.2.1 Índice de biodegradabilidad

Se obtuvo un valor mayor a 0.3, lo que reafirma la necesidad de un tratamiento por medios anaerobios, ya que implica la idoneidad de las vinazas de alimentar a las arqueas y bacterias, por su alto contenido de material biodegradable (Brandt, 2017) (Sangave, 2017)

4.2.2.2 Color

El lote de vinazas fue de un color chocolate atribuible a la presencia de materia vegetal en descomposición, o turba (color aparente). La descomposición conlleva naturalmente a la formación de ácidos orgánicos disueltos naturales como el tanino y la lignina. Esta última, con una composición similar a la celulosa, tiene resistencia a los microorganismos, por lo cual el color representa una potencial obstrucción en el tratamiento biológico. En adición, la tonalidad oscura de las vinazas obstruye el paso de la luz en las aguas superficiales en las que son vertidas, afectando el crecimiento y desarrollo de los organismos acuáticos que ahí habitan.

Aunque el origen de las vinazas explica su color, la presencia de minerales solubles también podría contribuir a ello, aunque en menor medida (California State Water Resources Control Board, 2000).

Como cabía esperarse, a pesar de ser inicialmente de un tono chocolate, al decantarlas y filtrarlas, las vinazas pasaron a un tono ocre, conocido como color real (implica la remoción de sólidos suspendidos). Posteriormente, al diluirlas para alimentar a los biorreactores, pasaron a un tono cedro y adquirieron cierta transparencia.

Tabla 4.2 Características fisicoquímicas de las vinazas crudas

Parámetro	Valor	LMP
Índice de biodegradabilidad	0.86 o 0.75	>0.3
pH	3.7	6.5-8.5 ^a
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	2450	600
DBO ₅ (g O ₂ /L)	31.4	60, 200
DQO (g O ₂ /L)	70.47 ± 3.6	120, 180
Cenizas (porcentaje)	0.86	N/A
COT (g/L)	40.4	N/A
Fósforo total (mg/L)	930	20
Fosfatos (mg/L)	2808.6	N/A
Sulfatos totales (mg/L)	3000	N/A
Nitrógeno total (mg/L)	7840	40
Nitratos (mg/L)	16.67	N/A
C/N	5:1	N/A
Grasas y aceites (mg/L)	31.6	25
Conductividad (mg/L)	15 ± 0.3	N/A

4.2.2.3 pH

La relevancia del pH radica en su efecto en la subsistencia de los microorganismos degradadores de la materia. Para que las archae puedan subsistir y degradar la materia orgánica debe, en primer lugar, controlarse el pH del sustrato. En este estudio, se encontró que el pH de las vinazas es ácido (3.7), lo que pone en peligro la vida de los organismos metanogénicos. Un rango aceptable es de 6.0-8.0 (Cruz, 2018), tomando en cuenta también el destino de las aguas residuales, si bien las investigaciones consideran que el crecimiento óptimo de las bacterias es de 6.8-7.6 (Ramos-Vaquerizo, 2018).

4.2.2.4 Alcalinidad

A continuación, se evalúa la alcalinidad, parámetro que abarca el contenido y agrupación de dióxido de carbono, carbonatos y bicarbonatos. Es un parámetro que mide la capacidad neutralizadora de ácidos y se observa en aguas, a excepción del agua de lluvia (Takashima, 1989). No se establecen LMP por efectos nocivos a la salud humana o al ecosistema, sin embargo, valores mayores a 600 mg/L cambian el sabor del agua.

Además, dado que los valores propios de alcalinidad son mayores que los de dureza, esto significa que la alcalinidad es debida a la presencia de bicarbonato de sodio (Rittmann, 2007) el cual juega un rol importante en el agua como regulador de pH a lo largo del proceso de digestión anaeróbico.

4.2.2.5 DBO

Asimismo, los valores de DQO y de DBO que sobrepasan los LMP indican el peligro de la desoxigenación de las aguas en las que se vierten las vinazas. Por otro lado,

4.2.2.6 DQO

Existe una relación entre la DQO y la generación de metano que indica que valores altos de DQO, aunque son peligrosos para el ambiente y los animales acuáticos también indican su potencial bionergético al usarse la digestión anaerobia.

4.2.2.7 Nutrientes

En cuanto a los nutrientes contenidos en las vinazas, esto es, fósforo (incluyendo fosfatos) y nitrógeno (incluyendo nitratos), los valores que se reportan son un indicador del potencial de alimentación de las bacterias. En los resultados obtenidos a partir de esta investigación se observa el alto potencial de las vinazas para la generación de biogás (Chernicharo, 2007) puesto que el contenido de nitrógeno (7,840 mg/l) y fósforo (930 mg/l) no sólo supera los LMP sino que también supera los valores reportados en otro estudio, donde se encontró que el contenido de nitrógeno y fósforo fue de 1600 mgL⁻¹ y 110.41 mgL⁻¹ respectivamente (Trick, 2018). Esto es relevante porque ambos elementos son el principal alimento de los microorganismos, cuyo bienestar metabólico asegurará la producción metanogénica puede ser aprovechado como un excelente alimento para las bacterias, contribuyendo a una producción de biogás eficiente en el tratamiento anaerobio de vinaza.

4.2.3 Iones

La **tabla 4.3** recopila los valores de la medición de iones de Mg, K, Ca, Na, Fe, Zn y Cu en las vinazas. Se observa en primera instancia que estas aguas residuales son muy duras,

ya que su contenido de iones de Ca es casi dos veces mayor y del magnesio 6 veces mayor que el límite considerado por el instituto de geología de los estados unidos para las aguas duras (180 mgL^{-1}).

La problemática con el exceso de calcio en el agua radica en su formación de carbonatos de calcio, que de verse en suelos producen erosión y vertidos en el agua son responsables de desequilibrios ambientales. De llegar a aguas dulces, las vinazas las dotan de un sabor salino. A nivel fisiológico, las sales en cualquier organismo son necesarias para su homeostasis, pero la hipercalcemia puede ocasionarle daños a su salud, en el caso de los humanos se presentan desde problemas intestinales como diarrea y síndrome de leche hasta daños renales (Mayo Clinic).

La hipermagnesemia es otro problema de salud que puede presentarse al ingerir agua con demasiada sal, en este caso magnesio. Se presentan problemas similares que a los de la hipercalcemia, el daño renal siendo uno de ellos, especialmente en personas con riñones sensibles. No es un problema frecuente, sin embargo, es un riesgo latente en un país donde una de cada diez personas son diabéticas.

Los valores del ión K son los más elevados por encima del límite saludable en humanos (5 mmol), aunque no se suelen presentar efectos adversos por ingesta en grandes cantidades ya que esta induce al vómito. El sodio tampoco representa un problema ya que su ingesta diaria recomendada es de 1500 mg . No obstante, en el agua bebible no debe haber más 200 mg por litro, ya que cambia su sabor. La presencia de sodio es baja en las vinazas, no obstante, más adelante se explica cómo los valores cambian después del tratamiento.

Tabla 4.3 Iones presentes en las vinazas crudas.

Parámetro	Valor
Magnesio (mg/L)	1163.37
Potasio (mg/L)	5415.6
Calcio (mg/L)	515.58
Sodio (mg/L)	44.32
Hierro (mg/L)	30.42

Todo lo anterior aborda las consecuencias del exceso de iones desde un enfoque sanitario. Ahora, desde la perspectiva del tratamiento anaerobio, tanto el K como el Mg son moderadamente inhibidores del mecanismo de digestión anaerobia (Cruz-Salomón, 2017), mientras que el hierro, cuyo valor se muestra elevado en las vinazas, es un metal necesario cuya función es catalizadora durante el proceso de digestión anaerobio (P., Aguirre, 2004).

Se ha reportado que los iones de Na, Ca y Mg son antagónicos a la inhibición que el amonio produce en el metabolismo de algunas arqueas, es decir, el amonio compite por toxicidad con los iones (McCarty and McKinney, 1961; Braun et al., 1981; Hendriksen and Ahring, 1991). La investigación realizada por Ye Chen, Jay J. Cheng *, Kurt S. Creamer (2007) arroja más resultados al respecto. En ella se observó que sólo 0.15 moles de amonio redujeron la producción de metano en un 20%. Lo contrario ocurrió al añadir 0.002–0.05 moles de Na, los cuales produjeron 5% más metano comparado al control (muestra que no tenía ningún inhibidor añadido).

Otro efecto de iones en el metabolismo se dio en un estudio realizado por Kugelman and McCarty (1964) donde combinaron Na^+ and K^+ or Na^+ and Mg^{2+} , lo cual resultó en un incremento de 10% en el rendimiento del metano comparado al producido en la presencia de sodio únicamente. Este resultado es muy favorable para la producción energética, sin embargo, con base a los resultados y la información recabada, puede considerarse que los valores altos de Ca y Mg son desfavorables, mientras que el valor de Fe debe incrementarse ya que estos iones actúan en función de la presencia del bicarbonato de sodio que se agrega antes y durante el tratamiento, así como de las reacciones bioquímicas presentes.

La presencia de minerales tiene una importancia más allá de la fijación de partículas orgánicas para que no sean lavadas por el biorreactor. Impactan directamente en el ambiente mesofílico ideal que los microorganismos necesitan para sobrevivir. Su interacción desencadena reacciones necesarias para que las etapas digestivas ocurran. No obstante, valores muy altos o bajos ocasionan un desequilibrio que puede desencadenar la inhibición y muerte de los clostridium, en específico, los metanogénicos, por lo que es necesario monitorear el tratamiento de cerca.

4.3 Adaptación de las vinazas a condiciones mesofílicas

Para ajustar el pH se decidió añadir hidróxido de sodio durante el arranque de los biorreactores y hasta dos semanas después. El suministro de NaOH fue de

aproximadamente 0.75 g por cada litro de vinazas, llevándolas 6.5 ± 0.1 de pH. No fue necesario realizar un ajuste a un pH de 7 ya que durante el proceso de tratamiento el pH se incrementa por acción de las bacterias hidrolíticas.

La administración continua de NaOH conducía a contaminación de los suelos en los que el efluente del tratamiento era vertido, así que se cambió al suministro de una solución amortiguadora —reguladora de pH (buffer)—.

Al cambiarse a bicarbonato de sodio, el suministro por litro aproximadamente fue de 4 g. para llevar el pH a 6.5. Este esquema duró dos semanas. Paulatinamente, la cantidad de bicarbonato de sodio usado fue disminuyendo hasta llegar a los 2 g aproximadamente. En este punto el pH solo alcanzaba el 4.5, sin embargo, dadas las propiedades del bicarbonato como buffer se le dio tiempo a los microorganismos para adaptarse. Los resultados del efecto de bicarbonato en el efluente se exponen en la sección 4.4 de este capítulo.

Por el lado de la temperatura, esta se reguló para alimentar a los lodos según lo previsto, no obstante, se encontró que la temperatura del efluente era de alrededor de 24 °C, una temperatura que rozaba el límite inferior. Así se mantuvo por una semana, esperando a que hubiera una estabilización. Dicha estabilización no ocurrió por lo que se aisló a los biorreactores y se elevó a 30 °C la temperatura de las vinazas para alimentarlos.

4.4 Preparación de biorreactores

Durante el proceso de estabilización se observó que la temperatura del laboratorio estaba afectando a los biorreactores, procediendo a recubrirlos con una capa de fibra de vidrio térmico.

La siguiente es una imagen de los biorreactores después de que se les agregara una capa de fibra de vidrio para preservar la temperatura en su interior.



Fig. 4.2. Imagen de los biorreactores EGSB (izq) y UASB (der).

El aislamiento también permitió que los lodos estuvieran resguardados de la luz, para asegurar que las bacterias tuvieran todas las condiciones ambientales para sobrevivir y reproducirse.

4.5 Puesta en marcha y alimentación de biorreactores

Durante los meses de agosto a octubre se alimentó a los biorreactores con vinazas diluidas al 50% pero al sistema se le dificultó la estabilización, por lo que, paulatinamente las diluciones se hicieron al 60% llegando a noviembre. Inicialmente la velocidad de alimentación aproximada fue 50 ml/min (nivel 1). Posteriormente, hacia finales de noviembre, se usó una velocidad de 40 ml/min, esto después de haber observado una concentración elevada de materia orgánica en la salida de gases. Se encontró que una parte de ella estaba compuesta por lodos.

4.6 Monitoreo de los biorreactores

Se esperaba que la estabilización tomara 4 semanas, sin embargo, esta tomó 6 semanas. La temperatura fue la razón primaria por la cual los microorganismos no se encontraban metabólicamente estables, teniendo como consecuencia también la variabilidad en el pH. A pesar de que se mantuvieron las cantidades y proporciones de sales buffer administradas a

las vinazas influentes, no se logró un equilibrio óptimo de acidez como se tenía planeado. Se experimentó administrando una cantidad suficiente de bicarbonato de sodio para llevar el pH a 6.5 y que este se mantuviera lo más neutral posible, sin embargo, el pH llegó a 8. Cuando se administró una menor cantidad de bicarbonato para llevar el pH de las vinazas influentes a 5 el pH del efluente fue de 6 a 6.5. Finalmente, se decidió que el pH del influente debía ser 5 para que la salida fuera de 7 a 7.5.

En cuanto a la alcalinidad hubo una reducción importante respecto a las vinazas influentes, aunque los valores siguen rebasando los L.M.P.

4.7 Evaluación de eficiencia de biorreactores en el tratamiento de aguas

Se realizó el monitoreo de ambos biorreactores todos los días mediante la medición de DQO, alcalinidad y pH. Se evaluaron dos periodos: de septiembre a diciembre de 2019 y de enero a marzo de 2020 (enero a febrero para el caso de la DQO). Este último periodo fue evaluado con el propósito de determinar la estabilidad de los biorreactores aun sin recibir alimentación por dos semanas. Los resultados se presentan a continuación.

4.7.1 Evaluación del biorreactor EGSB

Tratadas las vinazas se evaluó su contenido de alcalinidad, DQO y pH para determinar la eficiencia del biorreactor.

4.7.1.1 pH

Con la adición de bicarbonato de sodio —en cantidades iguales para ambos biorreactores—, de forma que se ajustara el pH de las vinazas antes de alimentar al biorreactor, se encontró que el valor promedio de pH fue alcalino.

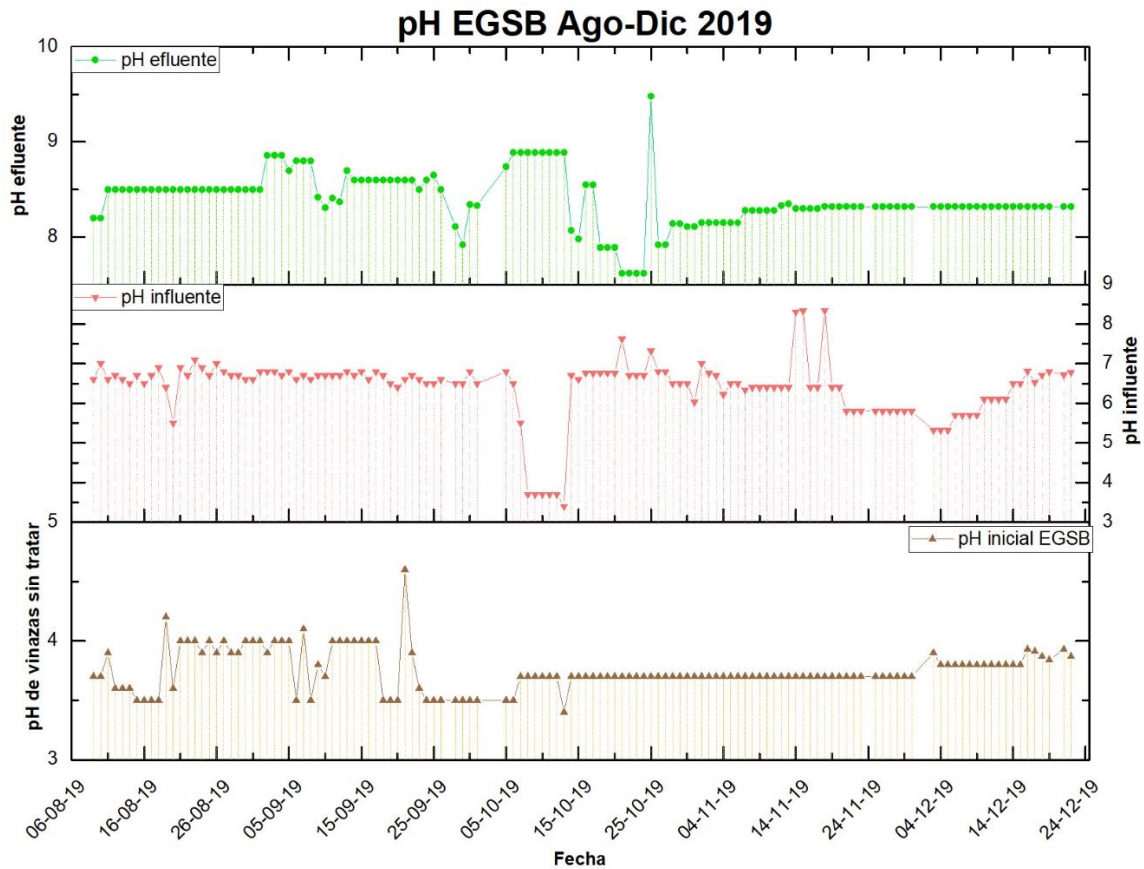


Fig. 4.3. Gráfica de pH de: vinazas sin tratar, influente y efluente para el periodo de septiembre a diciembre.

El suministro de bicarbonato de sodio se cortó radicalmente como puede observarse en la **fig. 4.3**, buscando una estabilización en el pH pero el sistema no reaccionó favorablemente, por lo que se siguió suministrando bicarbonato en menores cantidades.

Para el siguiente periodo de evaluación el pH pudo mantenerse entre 8.0 y 8.5 y se sustentó la decisión de no suspender la adición de bicarbonato de sodio, como se observa en la **fig. 4.4**.

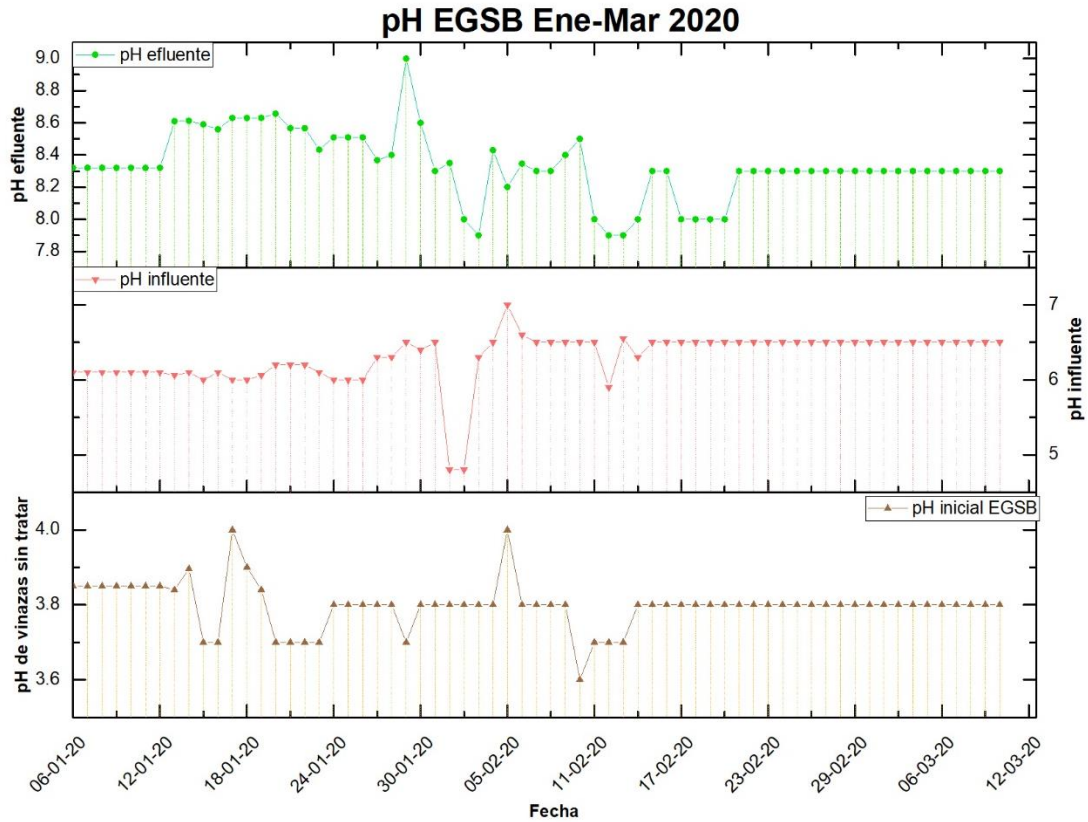


Fig. 4.4. Gráfica de pH de: vinazas sin tratar, influente y efluente para el periodo de enero a marzo 2020.

4.7.1.2 Alcalinidad

El parámetro de la alcalinidad también apunta a que se pueden mejorar algunas condiciones en el funcionamiento del biorreactor EGSB. Cabe resaltar que los valores iniciales de la alcalinidad se sitúan por encima de los 4000 mgL^{-1} , por lo que una remoción por encima del 80% aún dejaría valores muy elevados que sobrepasan los valores recomendados de 600 mgL^{-1} . Como se puede observar en la **fig. 4.5**, que corresponde al periodo comprendido de septiembre a diciembre, la alcalinidad se encontró con frecuencia en un rango de $6000\text{-}8000 \text{ mgL}^{-1}$ y su remoción estuvo por debajo del 30% exceptuando algunos días del 11 al 23 de noviembre. Previo a la semana más favorable de remoción, el suministro de bicarbonato de sodio se disminuyó, ajustando el pH de entrada de 6.5 a 5.5.

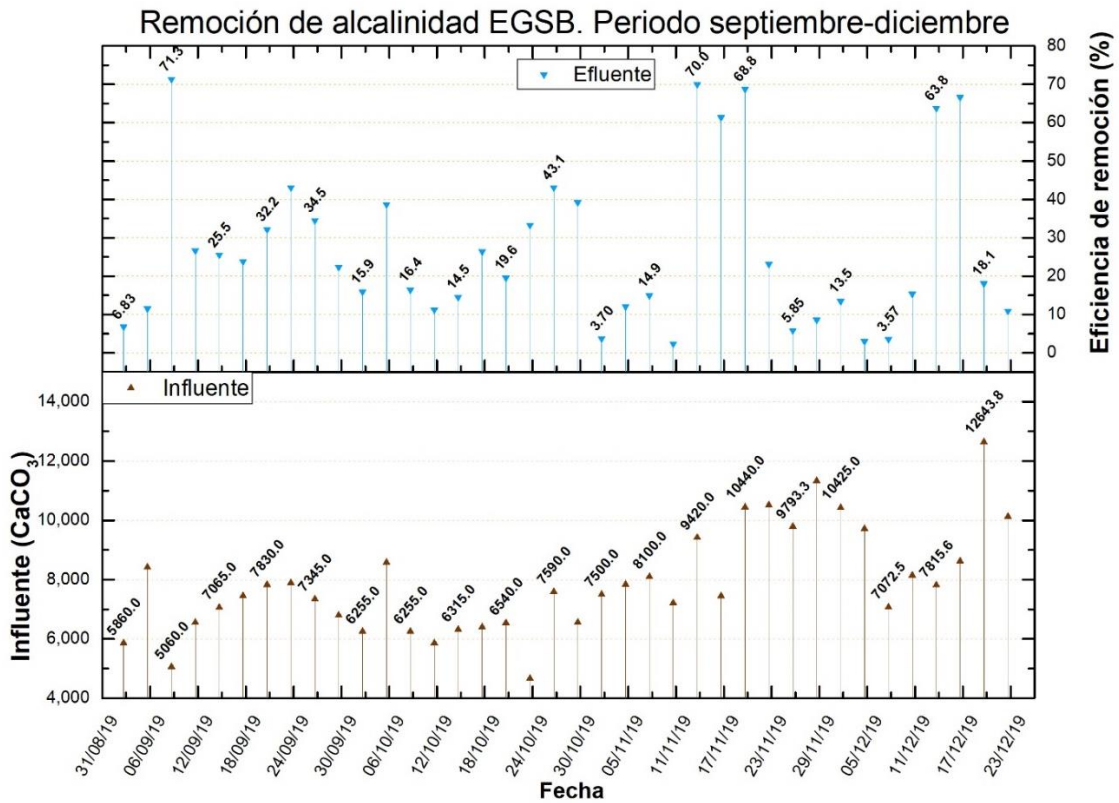


Fig. 4.5. Gráfica de eficiencia de remoción de alcalinidad en el periodo de septiembre a diciembre 2019.

Se desconocía la estabilidad del sistema después de seis meses de operación, razón por la cual se evaluó durante el periodo correspondiente a enero-marzo del 2020.

La interrupción de la alimentación dada entre periodos de evaluación demostró que el sistema, sí alcanzó cierta estabilidad, como se observa en la **fig. 4.6**. La alcalinidad del efluente fue elevada, por lo que una remoción menor al 30% es entendible.

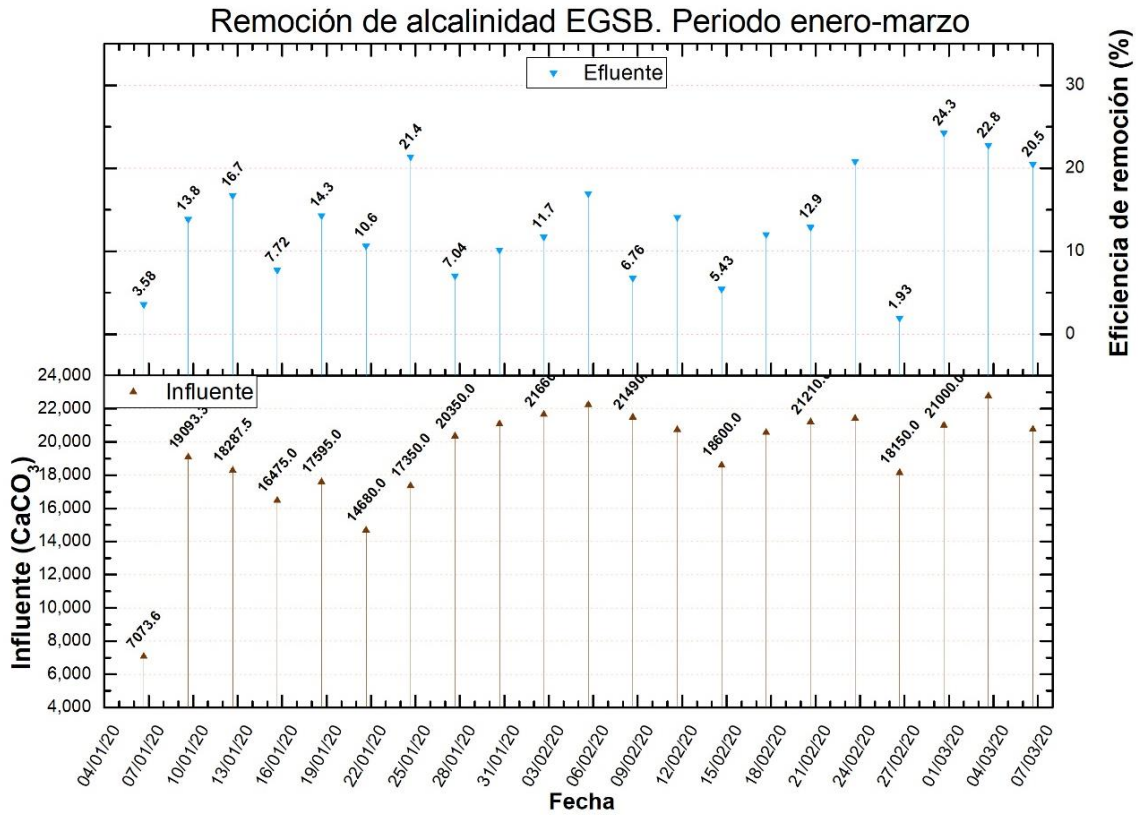


Fig. 4.6. Gráfica de eficiencia de remoción de alcalinidad en el periodo de enero a marzo de 2020.

4.7.1.3 DQO

Finalmente, el parámetro determinante para el tratamiento de aguas es la DQO, puesto que es la relación entre la materia orgánica y la cantidad de oxígeno disponible. Se esperaba una estabilidad completa pero esa no ocurrió sino hasta el segundo periodo: de enero a marzo de 2020 (fig. 4.8).

Como se aprecia en la fig. 4.7, la DQO inicial sobrepasaba los límites permisibles, especialmente durante las primeras semanas. Teniendo como referencia los datos de las tablas de pH y alcalinidad puede inferirse que el manejo de muestras careció de una mejor homogeneización, o bien, la filtración de materia sólida presente en el agua no fue buena.

Resalta el hecho de que, a pesar de esas fluctuaciones, el sistema logró una muy buena remoción al menos en la segunda semana de octubre, de más del 95%. Si este dato se suma a los bajos niveles de DQO del influente entonces puede explicarse que la remoción de DQO está altamente condicionada a bajos niveles del influente. Esto puede significar que

los microorganismos de este sistema sólo operan a niveles bajos de DQO influente y valores por encima de esos harán que el sistema se desestabilice.

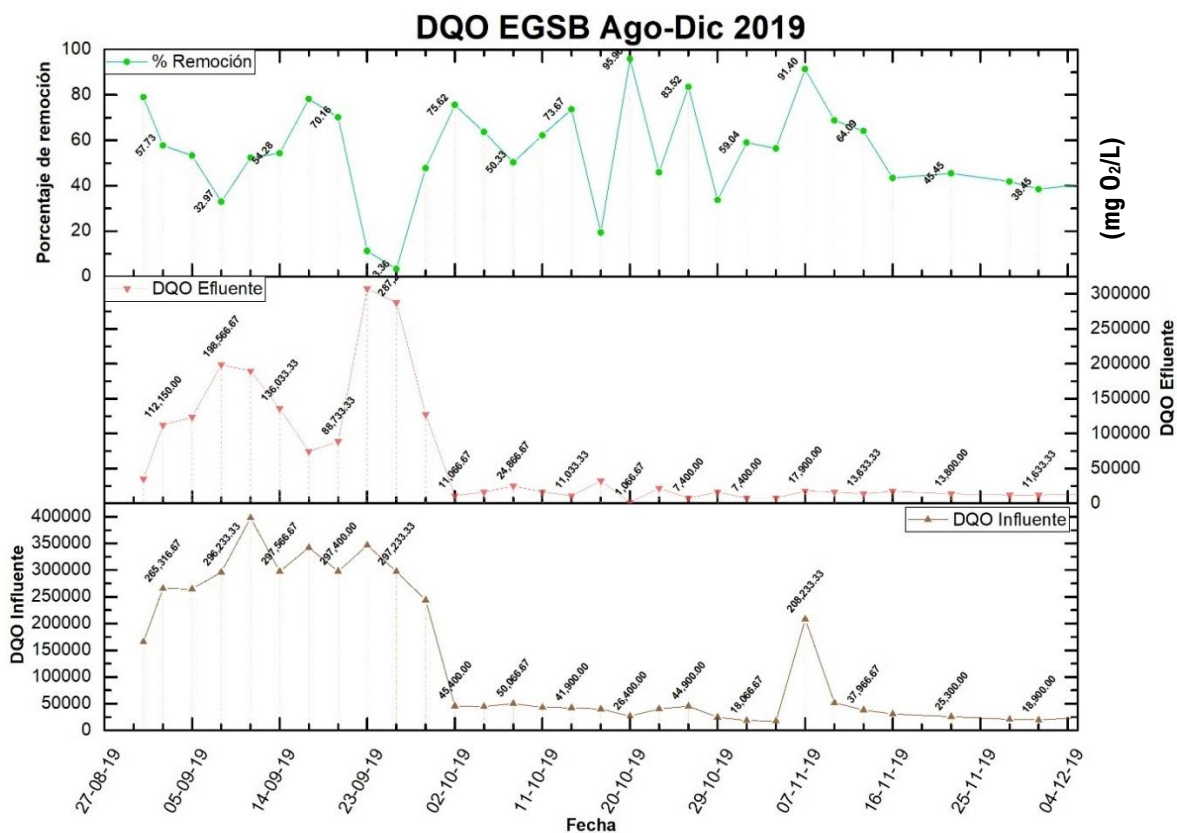


Fig. 4.7. Gráfica de eficiencia de remoción de DQO en el periodo de agosto a diciembre 2019.

Aunado a ello, los microorganismos en este sistema requieren más tiempo para adaptarse, por lo que la interrupción les favoreció y demostraron las condiciones de su estabilidad. Valores iniciales del efluente menores a 80,000 mgO₂/L fueron necesarias para que un porcentaje de remoción mayor al 50% ocurriera hasta llegar a una remoción casi total, del 97.5 %, al momento de terminar esta investigación.

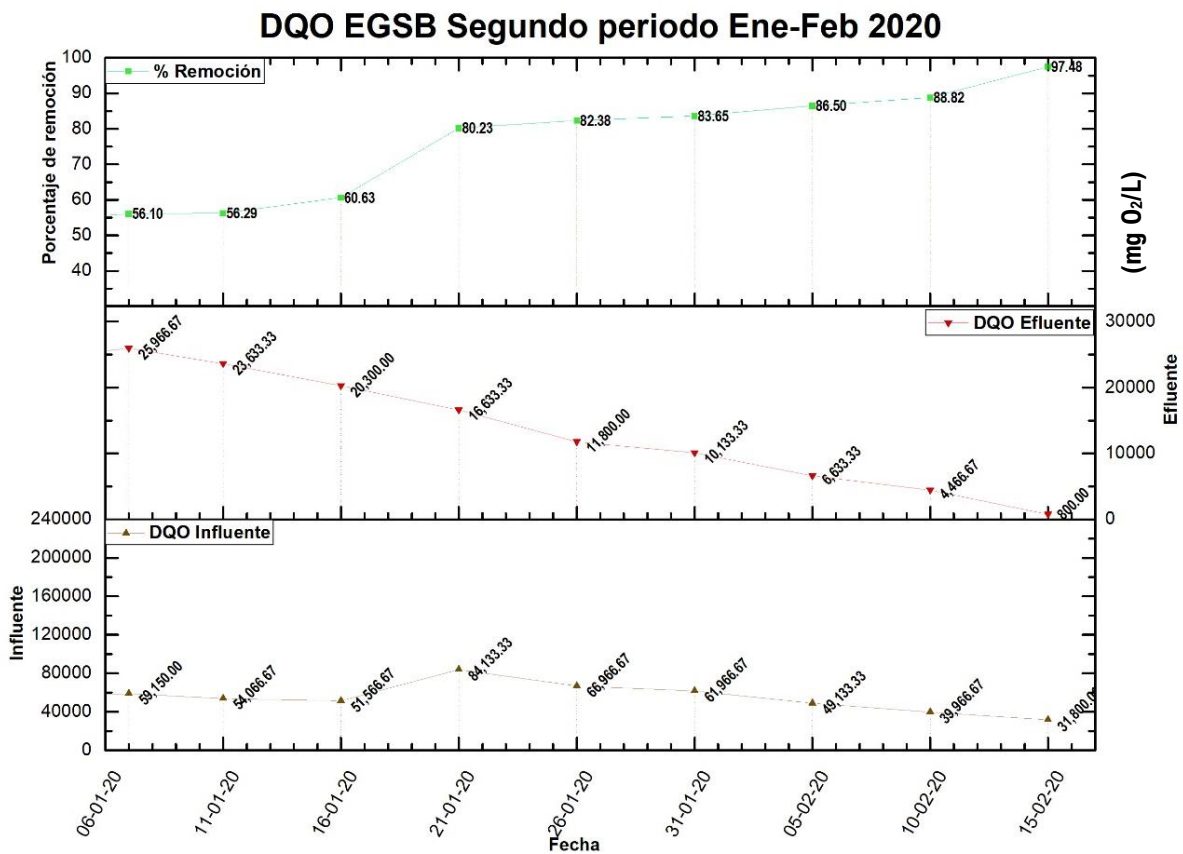


Fig. 4.8. Gráfica de eficiencia de remoción de DQO en el periodo de enero a febrero 2020.

4.7.2 Evaluación del biorreactor UASB

Se evaluaron alcalinidad, DQO y pH para determinar la eficiencia del biorreactor.

4.7.2.1 pH

Como se mencionó en el apartado del pH para el biorreactor EGSB, el suministro de bicarbonato fue ajustado paulatinamente hasta obtener un pH de efluente cercano al neutral. Los datos obtenidos revelan que, incluso después de no suministrar bicarbonato el sistema trata de compensar el pH, pero la estabilización toma su tiempo, de modo que en el periodo de agosto a diciembre (fig. 4.9) no hubo valores lineales.

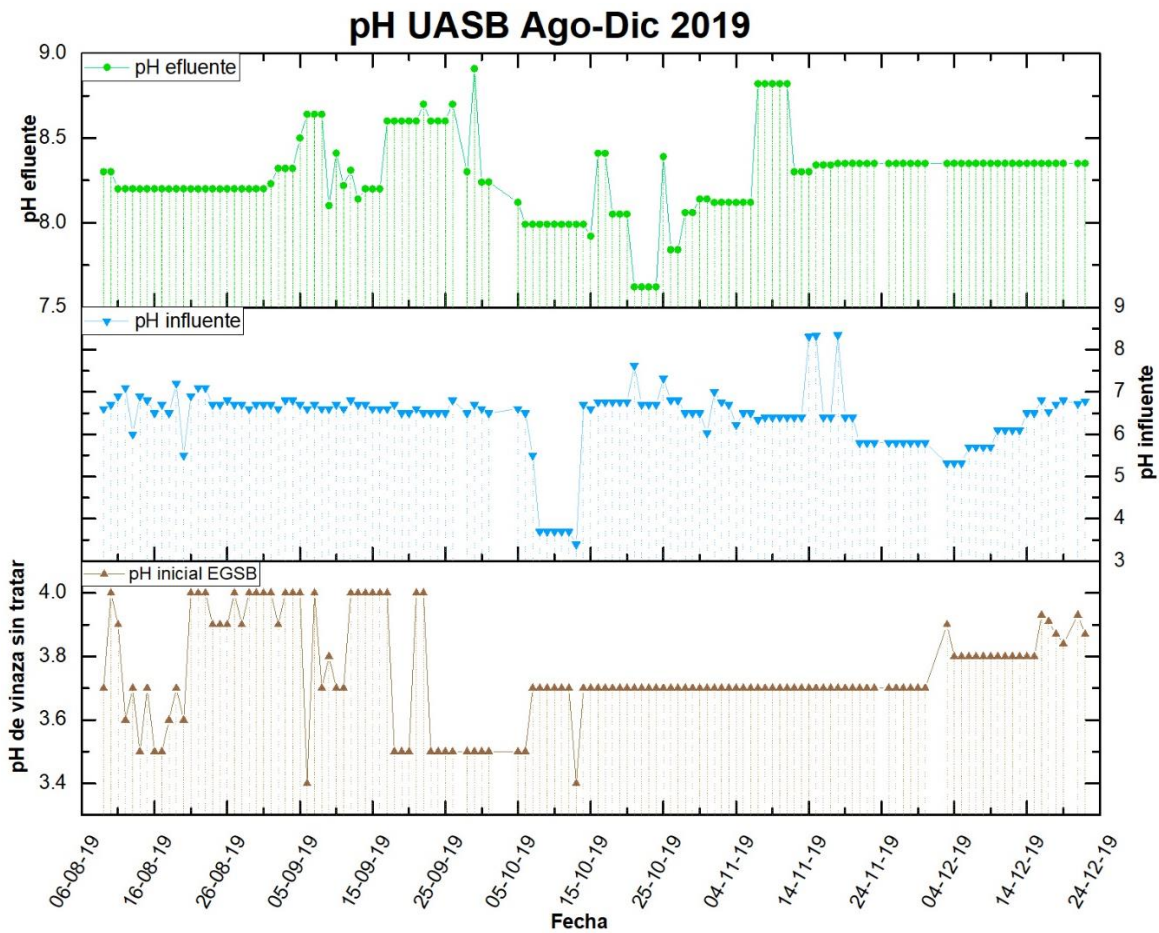


Fig. 4.9. Gráfica de pH de: vinazas sin tratar, influente y efluente para el periodo de agosto a diciembre 2019.

A pesar de los resultados obtenidos en el periodo pasado, así como del descanso entre periodos de evaluación, la experimentación fue más precisa para determinar la cantidad de bicarbonato de sodio y obtener mejores resultados en la regulación del pH. Si bien valores mayores a 8 son inaceptables para el tratamiento de aguas residuales, no son los valores ácidos del inicio, que previamente se expuso que ponen en peligro a otras especies.

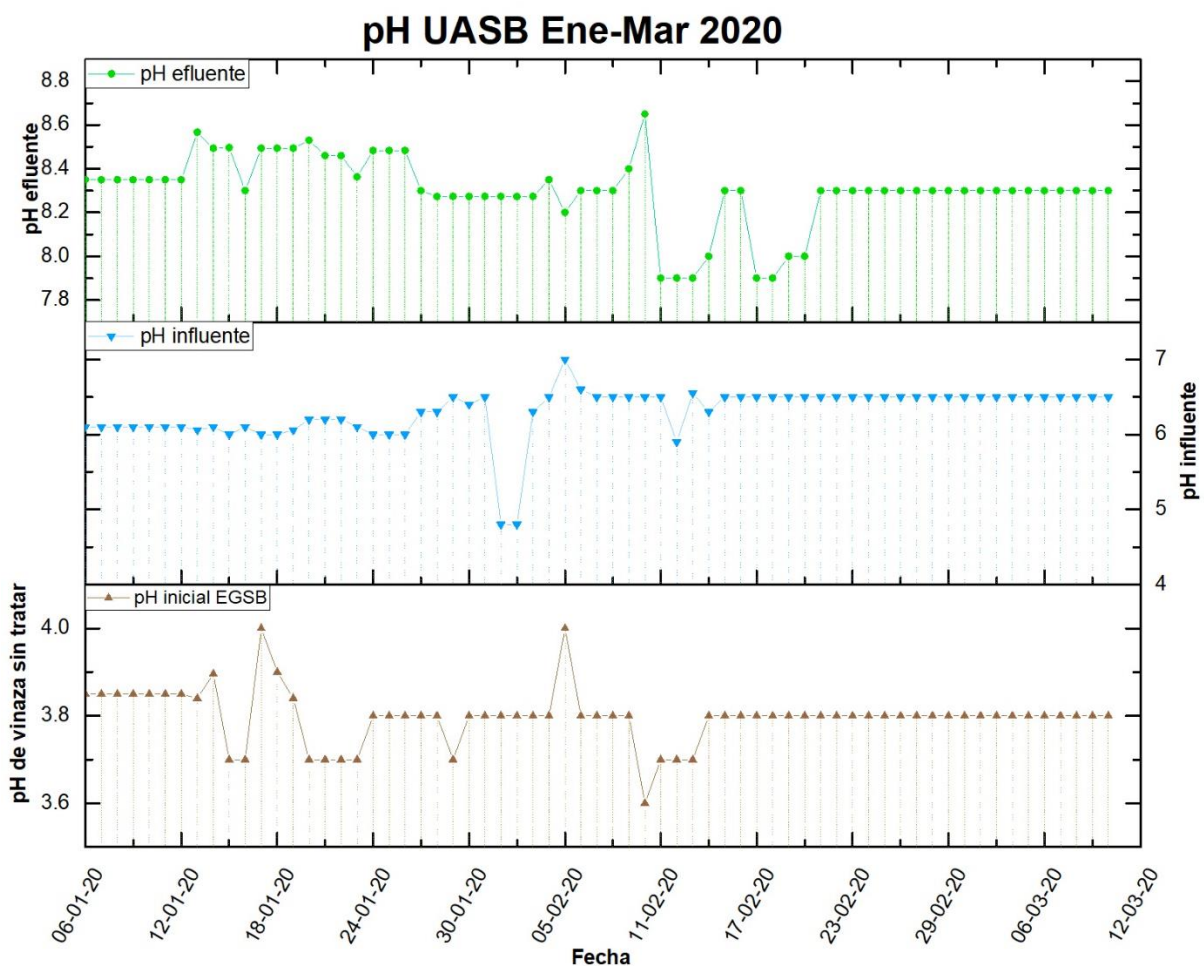


Fig. 4.10. Gráfica de pH de: vinazas sin tratar, influente y efluente para el periodo de enero a marzo 2020.

4.7.2.2 Alcalinidad

La alcalinidad para el biorreactor UASB fue más favorable, porque se removió al menos 20%, obteniéndose un valor promedio de alrededor de 1000 mg CaCO₃.

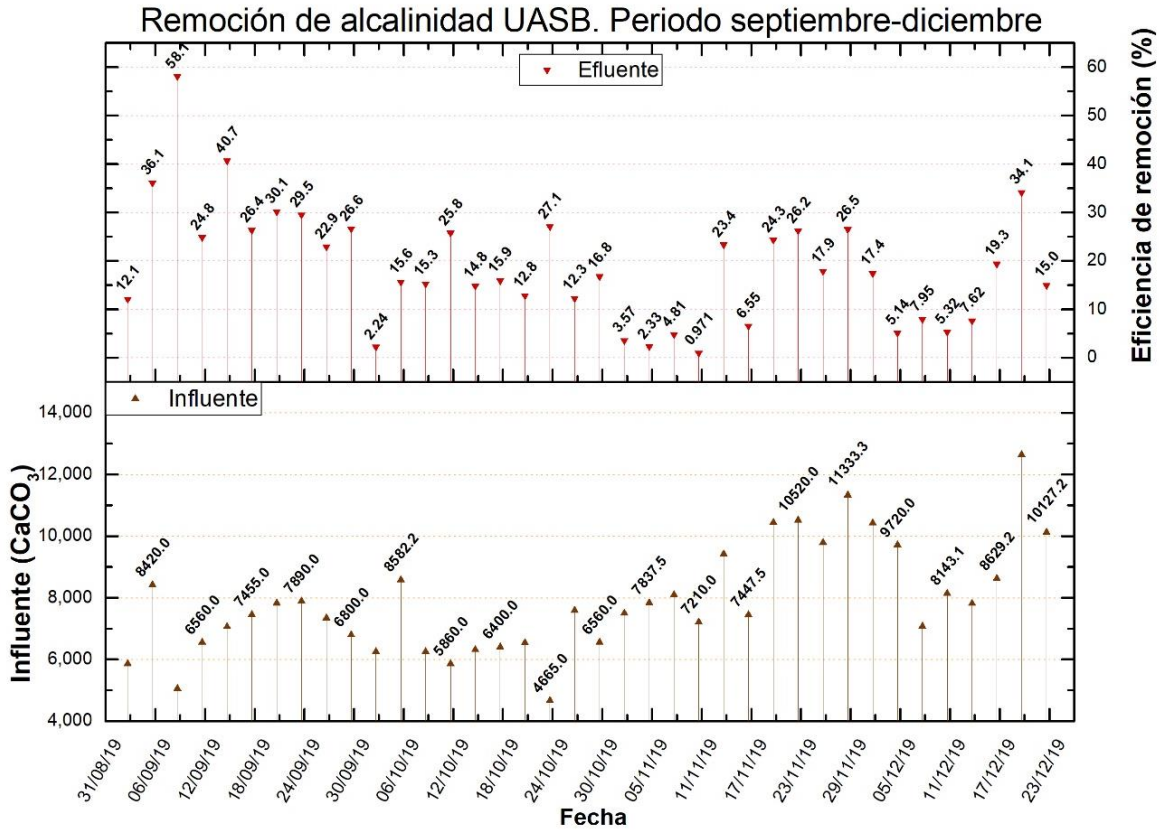


Fig. 4.11. Gráfica de eficiencia de remoción de alcalinidad en el periodo de septiembre a diciembre 2019.

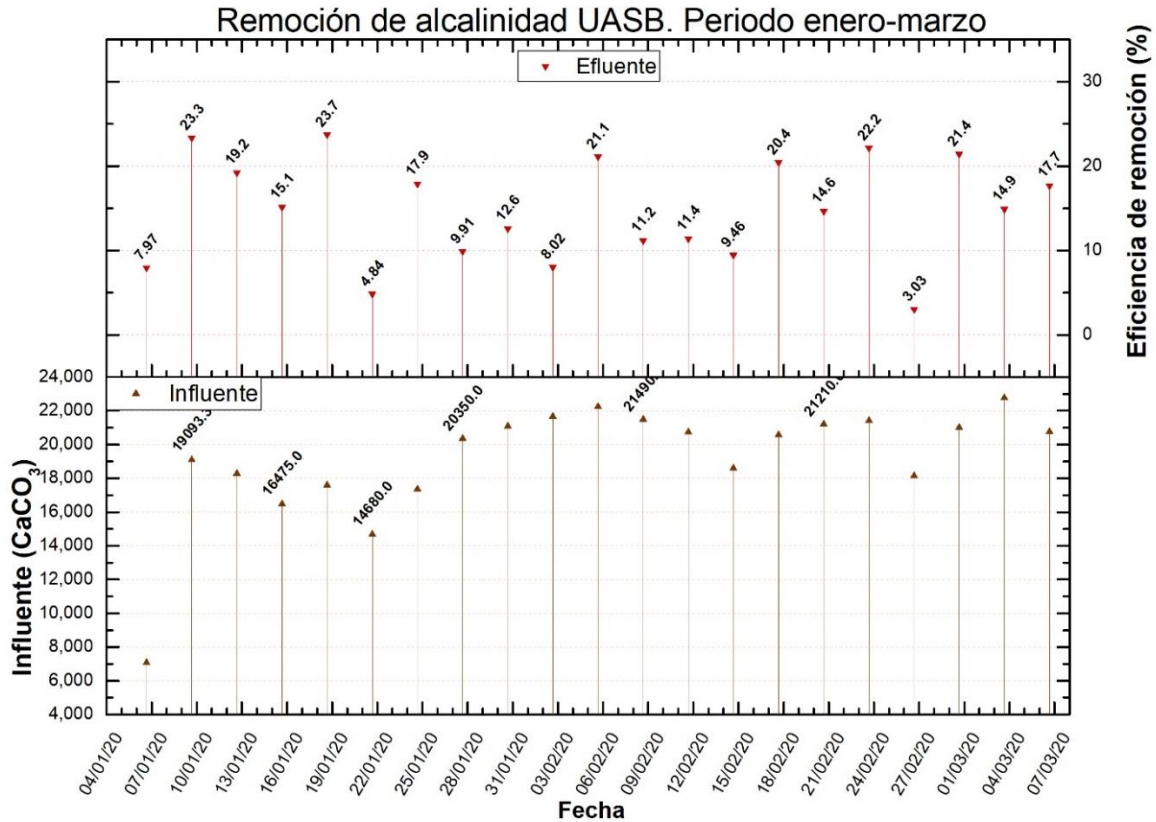


Fig. 4.12. Gráfica de eficiencia de remoción de alcalinidad en el periodo de enero a marzo 2020.

4.7.2.3 DQO

Finalmente, el parámetro determinante para el tratamiento de aguas es la DQO, puesto que es la relación entre la materia orgánica y la cantidad de oxígeno disponible. Durante cinco semanas la DQO rebasó los 200,000 mgO²/L para después rondar los 40,000 mgO²/L durante el resto del primer periodo de evaluación (ver Fig. 4.13). A pesar de ello, su eficiencia de remoción fue fluctuante, coincidiendo con los resultados para alcalinidad. El pico de remoción más alto correspondió al 26 de octubre, alcanzándose una remoción cercana al 90%, seguido del 11 de noviembre de 2016, con una remoción de DQO de 88%.

A partir de la primera semana de noviembre puede anticiparse una progresión lineal, de acuerdo a la fig. 4.13, donde se puede apreciar una tendencia.

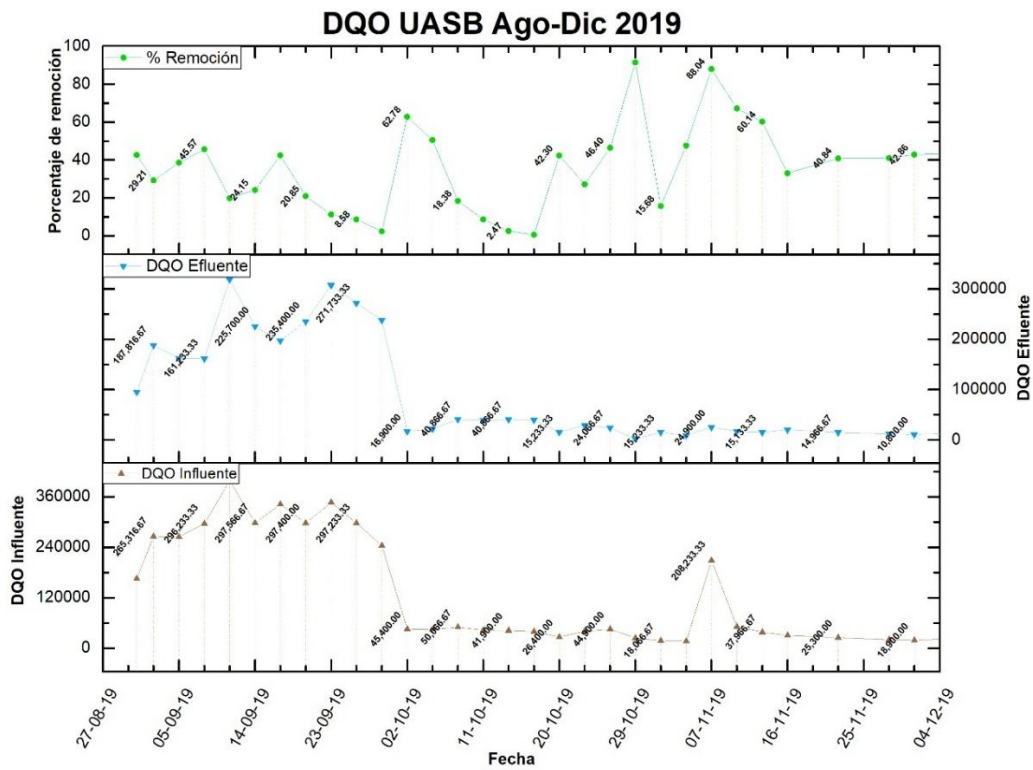


Fig. 4.13. Gráfica de eficiencia de remoción de DQO en el periodo de septiembre a diciembre 2019.

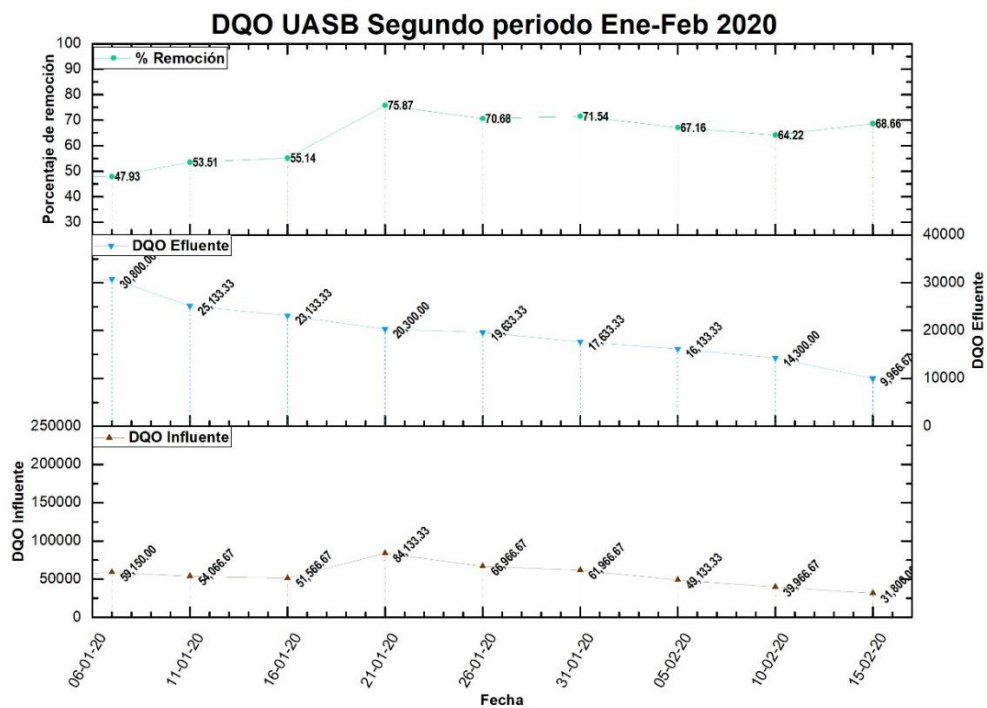


Fig. 4.14. Gráfica de eficiencia de remoción de DQO en el periodo de septiembre a diciembre 2019.

4.7.3 Comparación de eficiencia EGSB vs UASB

4.7.3.1 Alcalinidad

Se encontró que la remoción de alcalinidad fue mejor en el primer periodo de evaluación, obteniéndose mejores resultados en el biorreactor UASB, ya que no fluctuó de forma errática. El biorreactor EGSB por el contrario tuvo valores variados, pero en seis ocasiones sus valores superaron el 60% de remoción, lo contrario que en el UASB, donde la remoción se mantuvo siempre debajo del 60%.

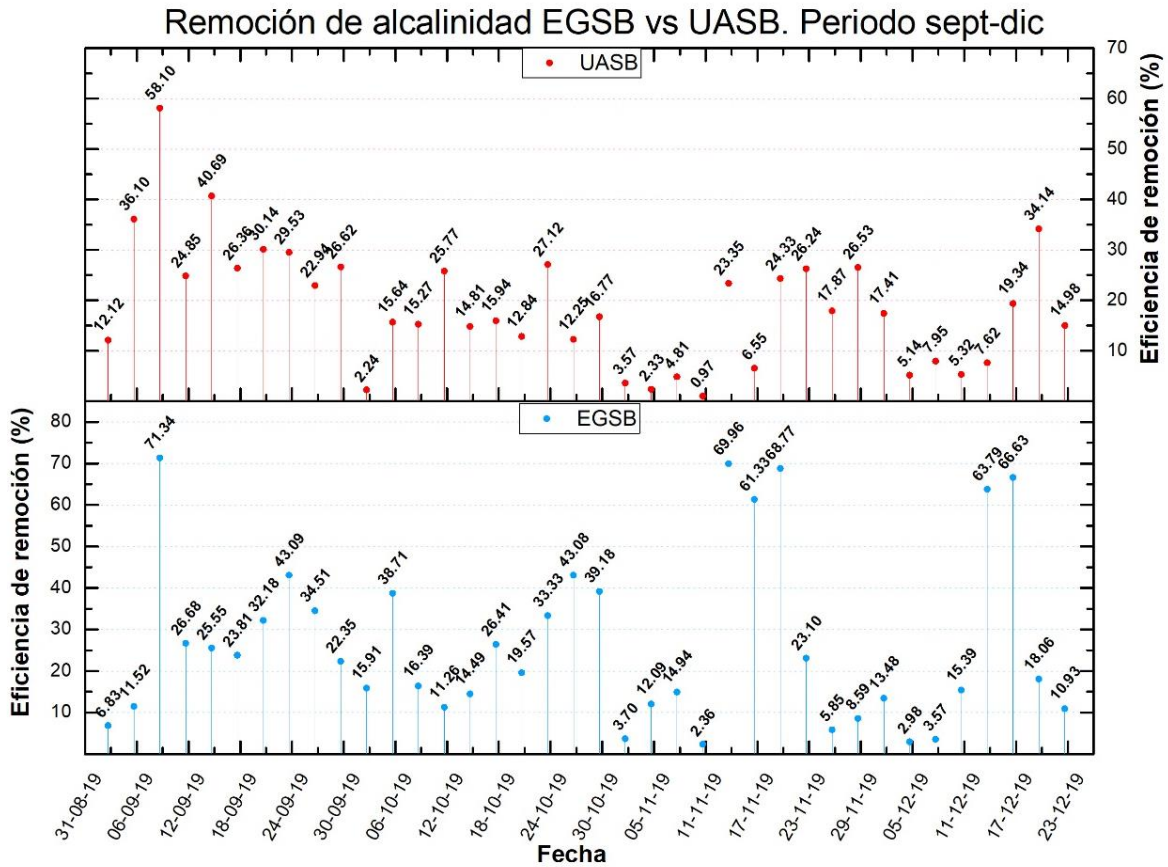


Fig. 4.15. Gráfica comparativa de remoción de alcalinidad en UASB vs EGSB para el periodo de agosto a diciembre 2019.

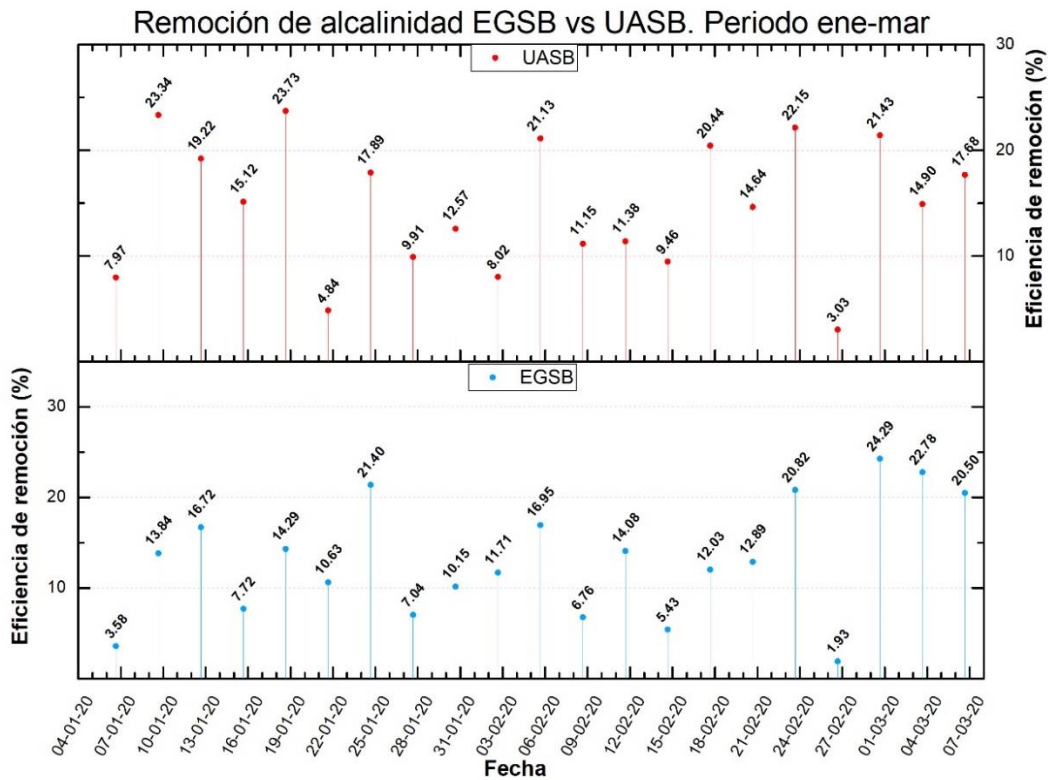


Fig. 4.16. Gráfica comparativa de remoción de alcalinidad en UASB vs EGSB para el periodo de enero a marzo 2020.

4.7.3.2 DQO

Al igual que en los otros parámetros, la estabilización del sistema no ocurrió sino hasta el segundo periodo de evaluación. El sistema en el primer periodo se mantuvo fluctuante (Fig. 4.17). Para el segundo, el EGSB resultó más eficiente, ya que alcanzó valores cercanos al cien por ciento, como se puede apreciar en la tabla.

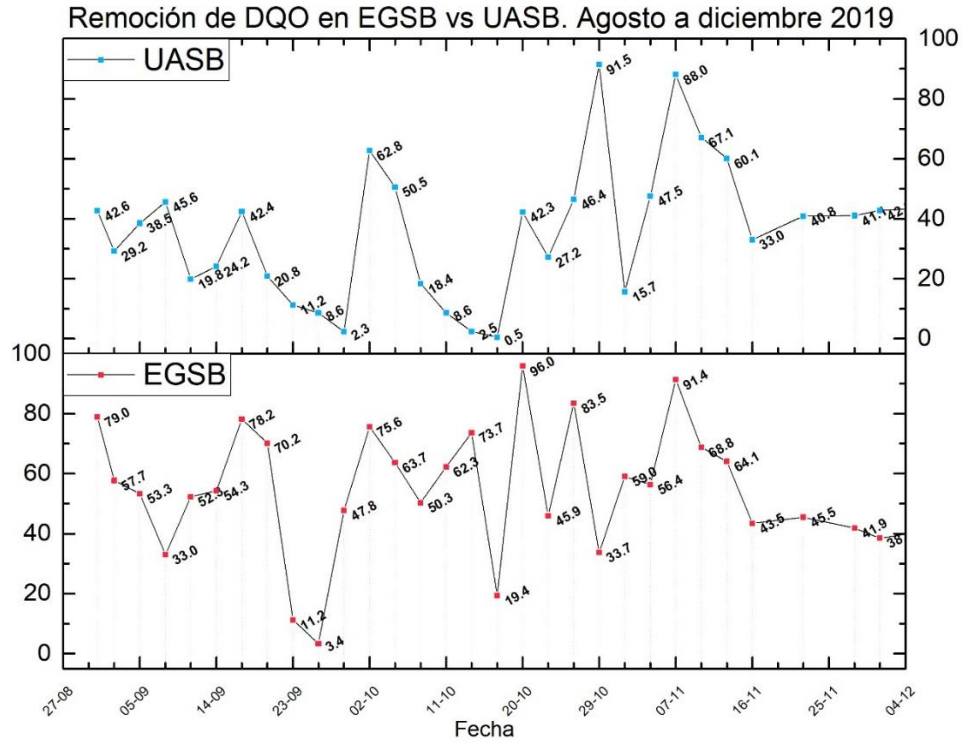


Fig. 4.17. Gráfica comparativa de remoción de DQO en UASB vs EGSB para el periodo de enero a marzo 2020.

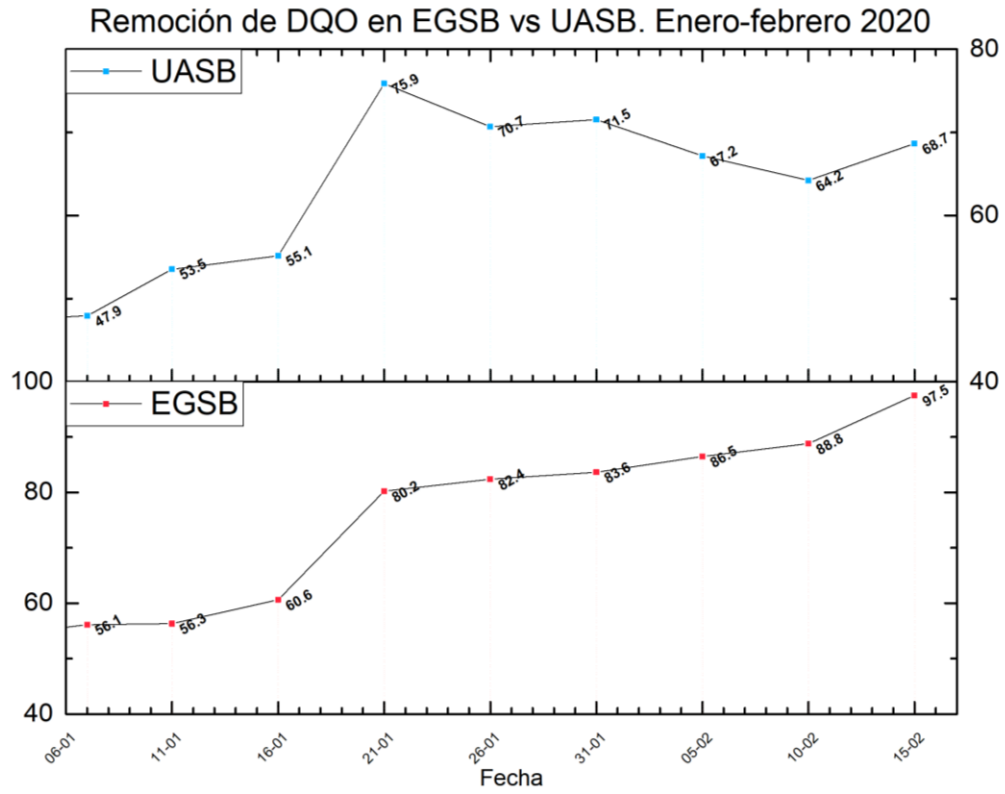


Fig. 4.18. Gráfica comparativa de remoción de DQO en UASB vs EGSB para el periodo de enero a marzo 2020.

5. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímica de las vinazas sin tratar se puede concluir que éstas no cumplen con los parámetros establecidos en los límites máximos permisibles, por lo que al ser vertidas sin un tratamiento previo a cuerpos de agua o suelo puede generar daños al ecosistema tales como eutrofización, anoxia, sodicidad, acidificación, fitotoxicidad y bajos niveles de oxígeno.

Se encontró que las vinazas pueden tratarse a través de sistemas anaerobios como los biorreactores UASB y EGSB, debido a su índice de biodegradabilidad de 0.75.

Se requiere de tiempos más largos para alcanzar la estabilidad de los biorreactores UASB y EGSB, debido a que la limpieza, puesta en marcha y operación son determinantes para que sean eficientes y alcanzar resultados óptimos.

Los porcentajes de remoción de DQO para UASB y EGSB fueron de 68.7% y 97.5%, respectivamente. Sin embargo, es importante resaltar que los efluentes aún no cumplen con los LMP de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996, por lo que para trabajos futuros se debe de considerar un acoplamiento de otro sistema o proceso para la disminución de esos valores.

Se busca el entendimiento de la persona promedio, que habitan zonas urbanas o rurales, de que los biocombustibles no son solo una alternativa, sino que pueden ser la primera opción en el uso energético diario. Por supuesto, aún falta investigación científica y desarrollo tecnológico que permita dotar de aroma al metano obtenido vía biotecnológica, de una forma sencilla y económica.

6. Áreas de oportunidad

El proyecto de evaluación del tratamiento anaerobio de vinazas tiene un gran potencial para evaluar estabilización de los biorreactores en otras condiciones operativas. De hecho, el trabajo con biorreactores UASB y EGSB es tan complejo, en base a las especificidades que las bacterias y arqueas requieren para tener un rendimiento óptimo, por lo que existen diversas rutas para tratar tanto vinazas como otras aguas agroindustriales. Una ruta sugerida para un trabajo futuro, es la utilización de co-sustratos, teniendo como principal el lactosuero (ambos residuos son localizados en la misma región en Chiapas), para tener una producción de biogás óptima.

7. Referencias

- Alvarenga, R., & Queiroz, T. (2009). Produção mais limpa e aspectos ambientais na indústria sucroalcooleira. São Paulo: 2nd International Workshop. *Adv. Cleaner Prod.*, 1–9.
- Bautista-Zúñiga, F., Durán de Bazúa, M. (1998). *Rev. Int. Contaminación Ambiental*, 13-19.
- Bolle, W., van Breugel, J., van Eyebergen, G., Kossen, N., & Zoetemeyer, R. (1986). Modelling the Liquid Flow in Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. *Biotechnol. Bioeng.*, 28,, 1615.
- Botelho, R., Tornisielo, V., Olinda, R., Maranhão, L., & Machado-Neto, L. (2012). Acute toxicity of sugarcane vinasse to aquatic organisms before and after pH adjustment. *Toxicol. Environ. Chem.*(94), 1–11.
- Brandt, M. J. (2017). *Twort's Water Supply* (Seventh edition ed.).
- Buitrón, G., & Moreno, J. (2004). Modeling of the acclimation/deacclimation processes of a mixed culture degrading 4-chlorophenol. *Water Science and Technology*, 49, 79-86.
- California State Water Resources Control Board. (2000). <https://www.waterboards.ca.gov/>.
Obtenido de https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3159.pdf
- Carmo, J., Filoso, S., Zotelli, L., De Sousa Neto, E., Pitombo, L., Duarte-Neto, P., . . . Martinelli, L. (2012). Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. *Glob. Change Biol. Bioenergy*, 5, 267–280.
- Centro de Estudios a las Finanzas Públicas. (Julio 2018). *IEPS a cervezas y bebidas alcohólicas*. Ciudad de México: CEFP.
- Chernicharo, C. A. (2007). *Anaerobic reactors, biological wastewater treatment series* (Vol. 4). London, U. K. : IWA Publications.
- Christofoletti, C. A., Escher, J. P., Correia, J. E., Urbano, J. F., Fontanetti, C. S. (2013). Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. *Waste management*, 2752-2761.

- Christofoletti, C., Pedro-Escher, J., & Fontanetti, C. (2013). Assessment of the genotoxicity of two agricultural residues after processing by diplopods using the *Allium cepa* assay. *Water Air Soil Pollution* 224, 1523–1536.
- Clúster Biocombustibles Gaseosos. (Noviembre de 2018). Vinazas. (C. d. Divulgación, Ed.) *Boletín Clúster Biocombustibles*, 1(4), 2.
- CONADESUCA. (2018). Boletín Clúster Biocombustibles Gaseosos. *Noviembre 2018*.
- Cortez, L. M. (1992). Principais subprodutos da agroindústria canvieira e sua valorização. *Rev. Bras. Energ.* 2, 111. *Rev. Bras. Energ.*, 2(111).
- Cruz, A. R. (2018). Evaluation of Hydraulic Retention Time on treatment of coffee processing wastewater (CPWW) in EGSB bioreactor. 2(10), 82-93.
- Dos Santos, J. D. (2013). Development of a vinasse nutritive solution for hydroponics. *J Environ Manage.* 2013 Jan 15;(114), 8-12.
- dos Santos, J. D., Lopes da Silva, A. L., da Luz, J., Newton, G., Novak, A. C., Bittencourt, E., & Soccol, C. R. (2013). Development of a vinasse nutritive solution for hydroponics. *Journal of Environmental Management*, 8-12.
- España-Gamboa, E., Vicent, T., Font, X., Mijangos-Cortés, J., Canto-Canché, B., & Alzate, L. (2015). Phenol and color removal in hydrous ethanol vinasse in an air-pulsed bioreactor using *Trametes versicolor*. *J. Biochem. Technol.* (6), 982–986.
- España-Gamboa, E., Vicent, T., Font, X., Dominguez-Maldonado, J., Canto-Canché, B., & Alzate-Gaviria, L. (2017). Pretreatment of vinasse from the sugar refinery industry under non-sterile conditions by *Trametes versicolor* in a fluidized bed bioreactor and its effect when coupled to an UASB reactor. *J. Biol. Eng.* (11), 6.
- FAO. (2001). *Statistical databases*. New York City: FAO.
- FAO. (2018). *Dairy market review*. New York City: FAO.
- Ferrazzo, B., Oliveira, A. C., Cravo, W. B., Guimarães, D. M., & Cammarota, M. C. (2017). Bioconversion of Sugarcane Vinasse into High-Added Value Products and Energy. *BioMed Research International*, 11.
- G. Lettinga, L. H.-P. (1984). High-rate anaerobic waste-water treatment using the UASB Reactor under a wide range of temperature conditions. *Biotechnology and genetic Engineering reviews*, 2(1), 253-284,.

- Gobernación, S. d. (2016). *Ley de Aguas Nacionales*. Ciudad de México: Diario Oficial de la Federación.
- Goldemberg, J. C. (2008). The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy*, 36(6), 2086-2097.
- Goldemberg, J., Coelho, S. T., & Guardabassi, P. (2008). The sustainability of ethanol production from sugarcane. *Energy Policy*, 2086-2097.
- Gómez, J. &. (2000). Effects of vinasse on sugarcane (*saccharum officinarum*) productivity. *Revista Facultad de Agronomía*, 1(17), 318-326.
- Gómez, J., & Rodríguez, O. (2000). Effects of vinasse on sugarcane (*Saccharum officinarum*) productivity. . *Revista Facultad de Agronomía* , 17, 318–326.
- Guardia. (2012).
- Gunkel, G., Kosmol, J., Sobral, M., Rohn, H., Montenegro, S., & Aureliano, J. (2007). Sugar cane industry as a source of water pollution case study on the situation in Ipojuca river Pernambuco Brazil. *Water Air Soil Pollut*(180), 261–269.
- Harada, H., Uemura, S., Che, A., & Jayabalasingham , J. (1996). Anaerobic treatment of a recalcitrant distillery wastewater by a thermophilic uasb reactor. *Bioresource Technology*(55), 215-221.
- Heertjes, P., Kuijvenhoven, L., & van der Meer, R. (1982). Fluid Flow Pattern in Upflow Reactors for Anaerobic Treatment for Beer Sugar Factory Wastewater. *Biotechnol. Bioeng.*, 24., 443.
- Kannan, A. &. (2008). Influence of distillery effluent on germination and growth of mung bean (*Vigna Radiata*) seeds. *J. Hazard. Mater.*(153), 609-615.
- Kannan, A., & Upreti, R. (2008.). Influence of distillery effluent on germination and growth of mung bean (*Vigna radiata*) seeds. . *J. Hazard. Mater.* , 153, 609–615.
- Lefebvre , O., Quentin , S., Torrijos, M., Godon , J. J., Delgenès , J. P., & Moletta, R. (2007). Impact of increasing NaCl concentrations on the performance and community composition of two anaerobic reactors. *Environmental Biotechnology*, 61-69.
- Lettinga, H. K. (1984). Anaerobic Waste-Water Treatment Using the UASB Reactor under a Wide Range of Temperature Conditions. *Biotechnology and Genetic Engineering Reviews*(2:1), 253-284.

- Maskaly, S. (. (2018). Study on the effect of total dissolved solids (TDS) on the performance of an SBR for COD and nutrients removal. *Journal of Environmental Science and Health* , 53(2), 146-153.
- Mitchell, M. K. (1986). *Field Manual for Water Quality Monitoring: An Environmental Education Program for Schools*. Thomson.
- Moraes, B. P. (2017). Reduction in greenhouse gas emissions from vinasse through anaerobic digestion. *Applied Energy* 189:21/30, 189(21), 30.
- Moraes, B. S., Zaiat, M., & Bononi, A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and sustainable energy reviews*, 888-903.
- Moraes, B., Triolo, J., Lecona, V., Zaiat, M., & Sommer, S. (2015). Biogas production within the bioethanol production chain: use of co-substrates for anaerobic digestion of sugar beet vinasse. *Bioresour. Technol.*
- Moraes, B., Zaiat, M., & Bonomi, A. (2015). Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*(44), 888–903.
- Nitayavardhana, S., Issarapayup, K., Pavasant, P., & Khanal, S. (2013). Production of protein-rich fungal biomass in an airlift bioreactor using vinasse as substrate. . *Bioresour. Technol.* (133), 301–306.
- (s.f.). *NOM-001-SEMARNAT-1996*. Ciudad de México: Diario Oficial de la Federación.
- Oliveira, B., Carvalho, J., Cerri, C., Cerri, C., & Feigl, B. (2013). Oliveira, B.G., Carvalho, J.L.N., Cerri, C.E.P., Cerri, C.C., Feigl, B.J., 2013. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. *Geoderma*, 200–201, 77–84.
- Ongley, E. (1997). Burlington: GEMS/Water Collaborating Centre.
- Parawira, W. M. (2006). Comparative performance of a UASB reactor and an anaerobic packed-bed reactor when treating potato waste leachate. *Renewable Energy*, 31(6), 893-903.
- Peixoto, G., Pantoja-Filho, J. L., Agnelli, J. A., & Zaiat, & M. (2012). Hydrogen and Methane Production, Energy Recovery,. *Applied biochem biotechnology*.
- Ramos, F. S. (2018). Generación de biogás mediante un biorreactor EGSB a partir de vinazas. *UNICACH*, 54.

- Ramos-Vaquerizo, F. C.-S.-V.-A.-R. (2018). Anaerobic treatment of vinasse from sugarcane ethanol production in Expanded Granular Sludge Bed bioreactor. *J. Chem. Env. Process Technol.*(9), 375.
- REMBIO A.C. (2020). *Red mexicana de bioenergía*. Obtenido de <https://rembio.org.mx/areas-tematicas/biogas/>
- Rittmann, B. E. (2007). *Environmental biotechnology: principles and applications*. NYC: McGraw-Hill International.
- Rodrigues, C. E., & Hu, B. (2017). Vinasse from sugarcane ethanol production: Better treatment or better utilization? *Frontiers in Energy Research*, 7.
- Rodrigues-Reis , C., & Hu, B. (2017). Vinasse from Sugarcane ethanol production: Better treatment or better utilization? *Front. Energy Res.* , 5-7.
- Rojas, O. (1987). Relación alcalinidad-ácidos grasos volátiles. En Manual de Arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos – UASB. *Universidad del Valle, CVC, Universidad Agrícola de Wageningen, Cali, Colombia*.
- Saleh , M., & Mahmood, U. (2003). Uasb/egsb applications for industrial wastewater treatment. *Seventh International Water Technology Conference Egypt*, (págs. 335-338). Egipto.
- Sangave, P. C. (2017). Ultrasound and ozone assisted biological degradation of thermally pretreated and anerobically pretreated distillery wastewater. *Chemosphere*, 1(68), 42-50.
- Siles, J., García-García, I., Martín, A., & Martín, M. (2011). Integrated ozonation and biomethanization treatments of vinasse derived from ethanol manufacturing. *J. Hazard. Mater.*(188), 247–253.
- Silva, M., Griebeler, N., & Borges, L. (2007). Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. *Eng. Agríc. Ambient.* 11, 108-114.
- Singh, K., Viraraghavan , T., & Bhattacharyya, D. (2006). Sludge Blanket Height and Flow Pattern in UASB Reactors: Temperature Effects. *J. Environ. Eng.*, 132, 895.
- Speece, R. (1996). Anaerobic biotechnology for industrial wastewater tretments. *Archae Press*.
- Srivastava, S., & Jain, R. (2010). Effect of distillery spent wash on cytomorphological behavior of sugarcane settlings. *J. Environ. Biolo.*(31), 809–812.

- Takashima, M. S. (1989). Mineral nutrient requirements for high rate methane fermentation of acetate at low SRT. *Research J. of the water pollution control fed.*(61), 145-150.
- Trick, J. K. (2018). Contaminated groundwater sampling and quality control of water analysis. *Environmental geochemistry*, 1(3), 29-57.
- UN. (2016). *United Nations Demographic Yearbook*. New York City: United Nations.
- UN. (2017). *World population prospects. Volume II: Demographic Profiles*. New York City: United Nations.
- van Lier , J., Frijters , C., Ersahin, M., & van der Zee , F. (2015). Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment.
- Villatoro, M. (2006).
- Waal, A., Jiménez-Rueda, J., Bonotto, D., Bertelli, C., Hoffmann, H., Fobhag, E., & Santilli, M. (2009). Influence of the vinasse application in sugar cane fields in Patrocínio Paulista, São Paulo State, Brazil. (C. (. Brebia, Ed.) *Environmental Health Risk*, V, 113–124.

8. Anexos

8.1 Índice de tablas

No.	Título	Pág.
2.1	Constituyentes inorgánicos en las vinazas.	17
2.2	Reacciones en la degradación anaerobia y energías de reacción.	20
2.3	Ventajas de los biorreactores UASB y EGSB.	24
2.4	Composición del biogás.	28
4.1	Contenido de sólidos en la muestra.	44
4.2	Características fisicoquímicas de las vinazas crudas	46
4.3	Iones presentes en las vinazas crudas	49

8.2 Índice de figuras

No.	Título	Pág.
2.1	Esquema de la digestión anaerobia de materia orgánica compleja que demuestra las etapas y comunidades microbianas involucradas.	19
2.2	Ilustración de cómo está diseñado un Biorreactor UASB común.	25
2.3	Ilustración de cómo está diseñado un Biorreactor EGSB común.	27
3.1	Diagrama general de las actividades de investigación.	30
3.2	Foto de muestra de vinaza no tratada.	31
3.3	Diagrama de los análisis fisicoquímicos de las vinazas sin tratar.	32
3.4	Mapa conceptual de cómo está compuesta la categoría de medición de sólidos.	33
4.1	Esquema de las 3 etapas principales de la investigación.	42

4.2	Imagen de los biorreactores EGSB (izq) y UASB (der).	51
4.3	Gráfica de pH de: vinazas sin tratar, influente y efluente en EGSB para el periodo de septiembre a diciembre 2019.	53
4.4	Gráfica de pH de: vinazas sin tratar, influente y efluente en EGSB para el periodo de enero a marzo 2020.	54
4.5	Gráfica de eficiencia de remoción de alcalinidad en EGSB en el periodo de septiembre a diciembre 2019.	55
4.6	Gráfica de eficiencia de remoción de alcalinidad en EGSB en el periodo de enero a marzo 2020.	56
4.7	Gráfica de eficiencia de remoción de DQO en EGSB en el periodo de septiembre a diciembre 2019.	57
4.8	Gráfica de eficiencia de remoción de DQO en EGSB en el periodo de septiembre a diciembre 2019.	58
4.9	Gráfica de pH de: vinazas sin tratar, influente y efluente en UASB para el periodo de septiembre a diciembre 2019.	59
4.10	Gráfica de pH de: vinazas sin tratar, influente y efluente en UASB para el periodo de enero a marzo 2020.	60
4.11	Gráfica de eficiencia de remoción de alcalinidad en UASB en el periodo de septiembre a diciembre 2019.	61
4.12	Gráfica de eficiencia de remoción de alcalinidad en UASB en el periodo de enero a marzo 2020.	62
4.13	Gráfica de eficiencia de remoción de DQO en UASB en el periodo de septiembre a diciembre 2019.	63
4.14	Gráfica de eficiencia de remoción de DQO en UASB en el periodo de septiembre a diciembre 2019.	63
4.15	Gráfica comparativa de remoción de alcalinidad en UASB vs EGSB para el periodo de agosto a diciembre 2019	64
4.16	Gráfica comparativa de remoción de alcalinidad en UASB vs EGSB para el periodo de enero a marzo 2020.	65

- 4.17 Gráfica comparativa de remoción de DQO en UASB vs EGSB para el periodo de enero a marzo 2020. 66
- 4.18 Gráfica comparativa de remoción de DQO en UASB vs EGSB para el periodo de enero a marzo 2020. 67

8.3 Lista de NOMs aplicables al análisis de aguas

Parámetro	Norma aplicable
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001.
DBO ₅	NMX-AA-028-SCFI-2001. Método electrométrico. <i>Adicionalmente revisar: NMX-AA-012-SCFI-2001.</i>
Acidez	NMX-AA-036-SCFI-2001. Método gravimétrico. <i>Adicionalmente revisar: NMX-AA-074-SCFI-1981.</i>
Nitrógeno total	NMX-AA-026-SCFI-2001. Método Kjeldahl.
Sulfatos	NMX-AA-074-SCFI-1981. Método gravimétrico.
Carbono orgánico total	Método Walkley y Black (1934).
Grasas y aceites	NMX-AA-005-SCFI-2000.
Sólidos sedimentables	NMX-AA-004-SCFI-2000.
Sólidos Totales	NMX-AA-034-SCFI-2015.
Cenizas	NMX-F-066-SCFI-1978.
Iones	NMX-AA-051-SCFI-2001. Sustentado por: EPA Method 7010a