



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

TESIS

**“DISEÑO Y EVALUACIÓN DE BIORREACTORES EGSB
PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
AGROINDUSTRIALES DEL ESTADO DE CHIAPAS”**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**DOCTOR EN CIENCIAS EN
DESARROLLO SUSTENTABLE**

PRESENTA

M. en C. ABUMALÉ CRUZ SALOMÓN

DIRECTORA

DRA. EDNA IRIS RÍOS VALDOVINOS

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

DIRECTORA

DRA. ROCÍO MEZA GORDILLO

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TUXTLA GUTIÉRREZ

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Marzo / 2018



UNIVERSITY OF SCIENCE AND ARTS OF CHIAPAS

FACULTY OF ENGINEERING

THESIS

**“DESIGN AND EVALUATION OF EGSB BIOREACTORS
FOR THE TREATMENT OF AGRO-INDUSTRIAL
WASTEWATERS OF THE STATE OF CHIAPAS”**

AS A PARTIAL REQUIREMENT TO OBTAIN THE DEGREE OF:

**Ph. D. IN SCIENCES IN SUSTAINABLE
DEVELOPMENT**

WRITTEN BY:

MSc. ABUMALÉ CRUZ SALOMÓN

DIRECTOR:

Ph.D. EDNA IRIS RÍOS VALDOVINOS

University of Sciences and Arts of Chiapas

DIRECTOR:

Ph.D. ROCÍO MEZA GORDILLO

Tuxtla Gutierrez Institute of Technology

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

March / 2018

Dedicatoria/ Dedication



A Dios por darme la vida, la salud física y mental, y con todo en conjunto tener la capacidad de alcanzar esta meta.



A Gamaliel y Elibet, mis padres, que me apoyaron desde el día en que me propuse esta idea y han estado junto a mí paso a paso, brindándome su amor, sabiduría y buenos consejos, permitiéndome crecer como persona, constituyéndose en el bastión del cual provienen mis fuerzas y todo el amor necesario para dedicar a ellos mis logros.



A Kelly, mi hermana, por su apoyo incondicional en esta etapa de mi vida y por soportarme en mis momentos de estrés.



A R.A.B.R. por brindarme tu apoyo incondicional en todo momento, tu amor, sabiduría, confianza y buenos consejos, permitiéndome crecer como persona.



Al hermoso estado de Chiapas por cobijarme y darme los valores necesarios para afrontar y superar este nuevo reto en mi formación académica y personal.



A todos los que siempre creyeron en mí, miles de gracias.



Agradecimientos / Acknowledgements

Al Programa de apoyos económicos complementarios para estudiantes de posgrado de la UNICACH por el apoyo asignado para el desarrollo de esta investigación.

A la Dra. Edna Iris Ríos Valdovinos por la dirección de esta investigación y, el apoyo académico, científico y económico durante los tres años de actividades en el Doctorado en Ciencias en Desarrollo Sustentable.

A la Dra. Roció Meza Gordillo por su codirección, apoyo académico, científico y por permitirnos el acceso a las instalaciones del Polo Tecnológico Nacional para el Desarrollo de Investigación y Pruebas Analíticas en Biocombustibles, para el desarrollo de esta investigación.

Al personal técnico, académico, de laboratorio y servicios generales de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas y del Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez, por brindarme su apoyo.

A la Dra. Selene Lagunas Rivera, por su participación en el comité tutorial, colaboración, consejos recibidos en el día a día dentro del Polo Tecnológico Nacional para el Desarrollo de Investigación y Pruebas Analíticas en Biocombustibles y por su amistad sincera.

A el Dr. José Francisco Pola Albores, por su participación en el comité tutorial y de la misma forma por toda su colaboración, apoyo por parte del Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Energías Renovables y por todas las cosas que favorecieron la consecución de las metas de esta investigación.

Al Dr. Víctor Manuel Ruiz Valdivieso, por toda la colaboración y consejos recibidos que favorecieron la consecución de las metas de esta investigación.

A la Dr. Raúl González Herrera, por ser mi profesor y consejero durante los 3 años del Doctorado y dedicarnos su tiempo y espacio para motivarnos a seguir adelante, escuchar, entender y aconsejar en cada una de las situaciones presentadas a lo largo de este período de aprendizaje, cosas que siempre se esperan de excelente profesor y un amigo sincero.

A la Mtra. Florencia Ramos Vaquerizo por tener una amiga y mano de apoyo siempre que la necesitaba dentro y fuera de los laboratorios.

A los Ingenieros Blanca Sofía Guadalupe Galicia de la Cruz, Gilberto León López y Mónica Guadalupe Santiago Nangusé, por su incondicional apoyo en el laboratorio para el desarrollo de esta investigación.

A todos mis compañeros de lucha del posgrado: Reyna del Carmen Alfaro, Mercedes Gordillo, Adla Gabriela Molina, Roberto Luna, Oscar Farrera, Javier Manuel Avendaño, por tener una voz de aliento en el momento preciso y por todos los momentos de alegría que compartimos.

A la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas por recibirme en su seno y permitirme crecer en el campo personal, profesional y académico.

A la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas y a la División de Estudio de Posgrado e Investigación por haber hecho posible la realización del presente Trabajo de Tesis Doctoral.

Al Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez por permitir la colaboración UNICACH-ITTG OAG/0028/2014 y permitirme hacer uso de sus instalaciones y poder realizar este proyecto de investigación.

Índice/Index

Contenido/ Content	Página/Page
Resumen	1
Abstract	2
 <i>CAPÍTULO 1</i>	
Introducción / Introduction	4
Antecedentes / Background	7
 <i>CAPÍTULO II</i>	
Marco Teórico / Theoretical framework	12
2.1 Agroindustrias	12
2.1.1 Agroindustrias en México y Chiapas	13
2.2 Proceso de producción	15
2.2.1 Café a partir del beneficio húmedo	15
2.2.2 Productos lácteos a partir leche	18
2.2.3 Alcohol a partir de caña de azúcar	20
2.3 Características de los efluentes	23
2.3.1 Aguas del beneficio húmedo del café	23
2.3.2 Lactosuero	24
2.3.3 Vinazas	25
2.4 Contaminación ambiental generada por los efluentes	27
2.4.1 Agua	27
2.4.2 Aire	28
2.4.3 Suelo	30
2.5 Marco Legal	30
2.5.1 Ley General de Equilibrio Ambiental y Protección al Ambiente	30
2.5.2 Ley de Aguas Nacionales	31
2.5.3 Ley Federal de Derechos	31
2.5.4 Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos	32
2.5.5 Norma Oficial Mexicana	32
2.6 Proceso biológico de digestión	33
2.6.1 Hidrólisis	36
2.6.2 Acidogénesis	37

2.6.3	Acetogénesis	38
2.6.4	Metanogénesis	39
2.7	Microbiología de la digestión anaerobia	43
2.8	Biorreactor anaerobio de lecho de lodos granular expandido	45
2.9	Factores que afectan el rendimiento del biorreactor	47
2.9.1	pH	48
2.9.2	Temperatura	48
2.9.3	Tiempo de retención	48
2.9.3.1	Tiempo de retención de lodos	49
2.9.3.2	Tiempo de retención hidráulico	49
2.9.4	Carga orgánica volumétrica	49
2.9.5	Velocidad de flujo ascendente	50

CAPÍTULO III

Justificación / Justification	52
Hipótesis / Hypothesis	54
Objetivos / Aims	55
Objetivo general	55
Objetivos específicos	55

CAPÍTULO IV

Metodología /Methodology	57
4.1 Obtención de la materia prima	57
4.2 Caracterización de la materia prima	58
4.3 Obtención del inóculo y caracterización	60
4.4 Pretratamiento de los efluentes	61
4.5 Aclimatación de los inóculos	62
4.6 Diseño del biorreactor EGSB	65
4.7 Arranque de los biorreactores EGSB	66
4.8 Monitoreo de las variables de respuesta del EGSB	67
4.8.1 Alcalinidad	67
4.8.2 Factor de alcalinidad	67
4.8.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	68
4.8.4 Ácidos grasos volátiles	70

4.8.5	Actividad Metanogénica Específica (AME)	71
4.8.6	Producción de metano	74
4.8.7	Potencial bioquímico de metano	75
4.8.8	Tasa de producción de biogás	75
4.8.9	Composición del biogás	75
4.8.9.1	Almacenamiento del biogás	76
4.8.9.2	Técnica de Harris	76
4.8.9.3	Método de detección de infrarrojo	78
4.8.10	Prueba de inflamabilidad	79

CAPÍTULO V

Resultados y discusiones / Results and Discussion	81
5.1 Caracterización fisicoquímica sustrato	81
5.2 Caracterización y aclimatación de los inóculos	95
5.3 Diseño de los biorreactores EGSB	100
5.4 Arranque y monitoreo de los biorreactores EGSB	107

CAPÍTULO VI

Conclusión / Conclusions	120
Recomendaciones / Recommendations	122

CAPÍTULO VII

Referencia Bibliográfica / Bibliographical References	124
Anexos / Annexes	139
Anexo I-Nomenclatura	139
Anexo II- Glosario	143
Anexo III- Material complementario	146
Anexo IV- Curvas estándar	148
Anexo V- Artículos publicados	150

Índice de Figura/Figure Index

Contenido/ Content	Página/Page
Figura 2.1 Variación del PIB sector agroindustrial en México y Chiapas	13
Figura 2.2 Producción agroindustrial en Chiapas	14
Figura 2.3 Estructura del grano de café	15
Figura 2.4 Diagrama general del beneficiado de café por vía húmeda y seca	16
Figura 2.5 Diagrama general del proceso de producción de queso	18
Figura 2.6 Proceso para la obtención de alcohol a partir de caña de azúcar	21
Figura 2.7 Etapas bioquímicas de la digestión anaerobia	35
Figura 2.8 Integración metabólica del proceso de la digestión anaerobia	41
Figura 2.9 Esquema de un biorreactor EGSB	45
Figura 4.1 Almacenamientos de efluentes agroindustriales a 4 °C	58
Figura 4.2 Inóculo anaerobio UASB-PTAR	60
Figura 4.3 Pretratamiento del los efluentes	62
Figura 4.4 Biorreactores batch para aclimatación de inóculo	63
Figura 4.5 Alimentación del inóculo	64
Figura 4.6 Proceso de aclimatación de los inóculos	65
Figura 4.7 Arranque de los biorreactores EGSB	66
Figura 4.8 Dilución de los efluentes	69
Figura 4.9 Digestor DQO	70
Figura 4.10 Curva teórica de acumulación de CH ₄	73
Figura 4.11 Montaje del sistema para determinar volumen de CH ₄	73
Figura 4.12 Sistema para medición de metano	74
Figura 4.13 Montaje del sistema para extraer biogás	77
Figura 4.14 Determinación de CO ₂ y CH ₄	78
Figura 4.15 Medidor infrarrojo composición biogás	78
Figura 4.16 Determinación de la composición de biogás	79
Figura 4.17 Pruebas de inflamabilidad del biogás	79
Figura 5.1 Efecto de la temperatura sobre el oxígeno disuelto	82
Figura 5.2 Efectos del pH en cuerpo de agua	84
Figura 5.3 Efecto del pH en aguas de riego	85
Figura 5.4 Efectos de la sodicidad en la estructura y el sellamiento del suelo	86
Figura 5.5 Color y turbidez de los efluentes agroindustriales	87
Figura 5.6 Efecto del la materia organica sobre cuerpo de agua	88
Figura 5.7 Impacto de la contaminación ambiental causada por efluentes ricos en 90 nutrientes	

Figura 5.8 Escala de biodegradabilidad	91
Figura 5.9 Criterio para tratamiento aerobio o anaerobio	92
Figura 5.10 Relación C/N	93
Figura 5.11 Monitoreo factor de alcalinidad y pH en aclimatación del inóculo	95
Figura 5.12 Cinética de aclimatación de los inóculos	96
5.13 Morfología granular del inóculo semilla	98
Figura 5.14 Modelo estructural de un consorcio granular anaerobio	99
Figura 5.15 Diseño del biorreactor EGSB	105
Figura 5.16 Zonas de operación del biorreactor EGSB	106
Figura 5.17 Biorreactores EGSB en operación	107
Figura 5.18 Condiciones de operación en los biorreactores	107
Figura 5.19 Monitoreo de la temperatura en los efluentes de los EGSB	108
Figura 5.20 Monitoreo del pH en los efluentes de los EGSB	109
Figura 5.21 Comportamiento del factor de alcalinidad en los EGSB	110
Figura 5.22 Rendimiento del biorreactor EGSB en el tratamiento de ABHC	112
Figura 5.23 Rendimiento del biorreactor EGSB en el tratamiento de lactosuero	113
Figura 5.24 Rendimiento del biorreactor EGSB en el tratamiento de las vinazas	114
Figura 5.25 Influentes y efluentes de los biorreactores	114
Figura 5.26 Cinética de producción de metano	116
Figura 5.27 Cinética del potencial bioquímico de metano	117

Índice de Tablas/ Table index

Contenido/ Content	Página/Page
Tabla 2.1 Composición fisicoquímica de las ABHC	24
Tabla 2.2 Composición fisicoquímica del lactosuero	25
Tabla 2.3 Composición fisicoquímica de las vinazas	26
Tabla 2.4 Límites máximos permisibles para contaminantes básicos	33
Tabla 2.5 Ventajas y desventajas del biorreactor de lecho fluidizado	47
Tabla 4.1 Etapas de alimentación	63
Tabla 5.1 Composición fisicoquímica de los efluentes agroindustriales	81
Tabla 5.2 Calidad del agua de acuerdo al pH	83
Tabla 5.3 Parámetros de diseño del biorreactor	100
Tabla 5.4 Datos generales de los influentes y efluentes de los biorreactores	115
Tabla 5.5 Parámetros para determinar la AME	118

Resumen

La escasez de agua, el aumento exponencial de la población mundial y una legislación ambiental cada vez más estricta, obliga a establecer restricciones severas respecto al tratamiento y a la calidad de las aguas residuales generadas por las agroindustrias. En este sentido, las agroindustrias presentes en el estado de Chiapas no son la excepción. Por tal razón, el objetivo de esta tesis fue diseñar y evaluar biorreactores de lecho de lodos granular expandido (EGSB) para tratar efluentes (aguas del beneficio húmedo del café, lactosuero y vinazas) de las principales agroindustrias del estado de Chiapas, con la finalidad de mitigar el efecto contaminante que estas emiten al descargar dichos efluentes al medio ambiente.

Inicialmente los efluentes se caracterizaron fisicoquímicamente, dentro de los parámetros que se midieron destaca una DBO_5 de 37944, 90083 y 54861 mgO_2/L , una DQO de 45955, 91600 y 71605 mgO_2/L y un pH (< 4.5) respectivamente, por lo que se consideran efluentes altamente contaminantes.

Simultáneamente a la caracterización, se evaluaron y adaptaron lodos anaerobios de la planta de tratamiento de agua residuales de la empresa Pepsi S.A. de C.V. para cada uno de los efluente evaluados. El proceso de adaptación se llevo a cabo en tres biorreactores por lote alimentado de 10 L, hasta obtener una remoción máxima del 90 % de DQO.

Una vez adaptado el inóculo, se diseñaron tres biorreactores EGSB a escala laboratorio de 3.3 L de capacidad. Una vez construidos, se realizo el arranque con la inoculación del 30 % del volumen útil de los biorreactores con el inóculo previamente adaptado; una vez en operación los biorreactores se monitorearon durante 60 días, en el cual generaron una remoción de DQO del 96 %, 91 % y 74 %, una producción de metano de 2974, 7680 y 4235 mL $CH_4/día$. El biogás producido tuvo una composición promedio de 80.3, 63.5 y 70.8% CH_4 , generando un poder calorífico de 28842, 22808 y 25455 kJ/m^3 para las aguas del beneficio húmedo del café, lactosuero y vinazas respectivamente. Por lo que de acuerdo con los resultados obtenidos, los biorreactores EGSB podrían ser una alternativa sustentable para resolver simultáneamente los problemas ambientales y producir bioenergía.

Abstract

Water scarcity, an exponential increase in the world's population and stricter environmental legislation mean that severe restrictions on the treatment and quality of wastewater generated by agro-industries are required. In this sense, the agroindustries present in the state of Chiapas are no exception. For this reason, the objective of this thesis was to designed and evaluated of an expanded granular sludge bed (EGSB) bioreactor to treat effluents (vinasse, chees whey and coffee processing wastewater) of the main agroindustries of the state of Chiapas, in order to mitigate the contaminating effect that these emit to the discharges to the environment.

Initially the effluents were characterized physicochemically, within the parameters that were measured highlights a BOD₅ of 54861, 90083 and 37944 mg/L, a COD of 71605, 91600 and 45955 mg/L and a pH of less than 4.5. So they are considered highly polluting effluents.

On the other hand, anaerobic sludge from the wastewater treatment plant of Pepsi S.A. Of C.V. was evaluated, for each effluent. The adaptation process was carried out in three fed-batch bioreactors 10 L, until a maximum COD removal of 90% was obtained.

Once the inoculum was adapted, the three laboratory-scale EGSB bioreactors of 3.3L capacity were designed. Once built, the start was made with the inoculation of 30% of the useful volume of the bioreactors with the previously adapted inoculum; The bioreactors were monitored for 60 days, in which they generated a COD removal of 74 %, 91 % and 96 % and a methane production of 4235, 7680 and 2974 mL CH₄/day. The biogas produced had an average composition of 70.8, 63.5 and 80.3% CH₄, generating a calorific value of 25455, 22808 and 28842 kJ/m³ for the vinasse, cheese whey and coffee processing wastewater respectively. Therefore, according to the results obtained, the EGSB bioreactors could be a sustainable alternative to simultaneously solve environmental problems and produce bioenergy.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural indispensable para la actividad humana que está directamente relacionada con aspectos económicos, así como de salud y de seguridad (Banks, 2006). Hoy en día la escasez mundial de agua y el crecimiento de la población mundial afecta la calidad y la disponibilidad de este recurso natural. Por lo que el reúso de aguas residuales es ahora una necesidad, la cual esta en búsqueda de tecnologías efectivas y de bajo costo (Mollah *et al.*, 2001).

La importancia del consumo de agua para usos industriales y agroindustriales es relativa y depende de las condiciones de cada región, los productos finales, el tipo de sistema y los métodos de operación utilizados en la planta de producción (Cruz-Salomón *et al.*, 2017a). A nivel mundial el consumo con fines industriales y agroindustriales es el 25% del consumo total (Judd y Jefferson, 2005), sin embargo estos valores varían dependiendo del país, mientras que en E.E.U.U, Singapur y Alemania los porcentajes de agua destinada a la industria son del 45%, 51% y 69% (Rodríguez *et al.*, 2007), respectivamente, en México son del 4.0% de los cuales el estado de Chiapas solo utiliza el 1.0 % (Conagua, Subdirección General de Administración del Agua, 2018).

En el estado de Chiapas, el sector cafetalero, lácteo y azucarero forman parte de las mas importantes agroindustrias del estado. Estas agroindustrias utilizan el grano de café, la leche y las mieles incristalizables y cristalizables de caña, para producir café orgánico, productos lácteos y alcohol etílico respectivamente.

En cada proceso se generan entre 8 y 10 L de aguas del beneficio húmedo del café (ABHC) por cada kilogramo de café producido (Cruz-Salomón *et al.*, 2018; Guardia, 2012; Hill y Jenkins, 1989), entre 9 y 10 L de lactosuero por cada kilogramo de queso elaborado (Hernández y Vélez, 2014; Parra, 2009) y entre 8 y 15 L de vinazas por cada litro de alcohol destilado (Cruz-Salomón *et al.*, 2017b; Robles-González *et al.*, 2012; Jiménez *et al.*, 2005).

Por lo que estos efluentes son uno de los principales problemas ambientales que estas agroindustrias afrontan, considerando que la producción de ABHC, lactosuero y vinazas en México es aproximadamente de 15, 1 y 1.5 millones de metros cúbicos por año respectivamente (SAGARPA, 2018). Esto hace que esta agroindustrias, además de consumir grandes cantidades de agua, que es un recurso limitado en el país, contaminé las cuencas, que es donde generalmente arrojan sus efluentes.

Estos efluentes se caracterizan por tener un pH ácido, un elevado contenido de materia orgánica e inorgánica disuelta, coloidal y en suspensión; que comparado con los valores permitidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para las descargas domésticas (150 mgO₂/L) pueden llegar a ser de 500-1000 veces mayor, lo que hace que estos efluentes presenten un alto potencial de contaminación.

Teniendo en cuenta estos perfiles, estos efluentes son muy agresivos y recalcitrantes, cuya descarga directa a los cuerpos de agua y en el suelo pueden causar un impacto ambiental grave como anoxia, eutrofización, acidificación, sodicidad, aumento de la concentración de materia suspendida, generación de olores desagradables, turbidez, pérdida de la calidad visual, pérdida de biodiversidad, muerte de la vida acuática y muchos problemas de salud graves (Cruz-Salomón *et al.*, 2018; Cruz-Salomón *et al.*, 2017a; Fia *et al.*, 2012; Robles-González *et al.*, 2012 Selvamurugan *et al.*, 2010; Valencia y Ramírez, 2009).

Con el objetivo de disminuir la contaminación que provocan dichos efluentes a los cuerpos de aguas superficiales, se ha buscado nuevas tecnologías efectivas y de bajo costo en donde los biorreactores de tercera generación han demostrado buenos rendimientos. Este tipo de biorreactores utilizan la digestión anaerobia como principal proceso para llevar a cabo la eliminación de la materia orgánica.

La digestión anaerobia es el proceso en el cual los microorganismos descomponen material biodegradable en ausencia de oxígeno. Este proceso genera biogás, el cual es una mezcla de diversos gases, entre los cuales el

dióxido de carbono (CO_2) y el metano (CH_4) son los más abundantes (Ferrer y Pérez, 2010; Moreda, 2016).

El biogás producido es un gas combustible que se genera, por las reacciones de biodegradación de la materia orgánica (hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis), mediante la acción de microorganismos y otros factores. Su composición depende del tipo de materia prima y en cierta medida de la técnica utilizada en el proceso de digestión (Mancillas-Salas *et al.*, 2012; Weiland, 2010).

Dentro de los biorreactores de tercera generación que utilizan la digestión anaerobia destaca el biorreactor anaerobio de lecho granular expandido (EGSB por sus siglas en inglés) debido a su mayor eficiencia presentan con respecto a la remoción de la materia orgánica y generación de biogás.

Por tal razón el objetivo de esta tesis fue diseñar biorreactores EGSB y evaluar su eficiencia en el tratamiento de efluentes (vinazas, lactosuero y ABHC) de las principales agroindustrias del estado de Chiapas, con la finalidad de mitigar el efecto contaminante que estas emiten al descargas dichos efluentes al medio ambiente, generando a su vez un bioenergético (biogás) con valor agregado, el cual fue evaluado para determinar su calidad.

ANTECEDENTES

Para conocer un poco más sobre las investigaciones realizadas con respecto a la tecnología de los biorreactores EGSB a continuación se describen las investigaciones más importantes realizadas en los últimos 15 años.

Sheldon y Erdogan (2016) estudiaron un biorreactor EGSB acoplado a un biorreactor de membrana (MBR); Este sistema fue alimentado con aguas residuales de la industria de refrescos (SDIW). El biorreactor EGSB operó a una temperatura de 35-37°C, un TRH entre 12-60 h y Vup entre 0,59-1,1 m/h. La eficiencia de remoción de DQO fue del 93% con un TRH de 12 h, Vup de 0,85 m/h y OLR de 11 COD/m³d. El biogás generado en el biorreactor EGSB contenía un 70% de metano. El sistema EGSB/MBR integrado fue capaz de alcanzar una remoción de DQO hasta un 95%.

Wang et al. (2015) evaluaron un biorreactor EGSB a escala piloto, el cual operó continuamente durante 1 año para tratar (Palm Oil Mill Effluent) POME con un TRH de 10 días y una Vup de aproximadamente 0.13 m/h. El biorreactor generó 27.65 m³ de biogás/m³ de POME utilizado y redujeron la DQO de 71179 mg/L a 12341 mg/L, alcanzando una eficiencia de eliminación de DQO del 82.66%.

Gao et al. (2015) investigaron un sistema combinado de un biorreactor de lecho fijo anaerobio de flujo ascendente (UAFB) y un biorreactor EGSB para el tratamiento de aguas residuales reales con recuperación de energía simultánea y eliminación de nitrógeno autótrofo. La evaluación consistió en determinar el efecto de la temperatura al disminuirla de 30°C a 20°C y 10°C, en donde encontraron que a medida que la temperatura disminuye, la tasa de eliminación de DQO soluble también disminuyó a 90.6%, 90.0% y 84.7%, respectivamente; la remoción total de nitrógeno (N_T) fue 69.4%, 48.8%, 38.4%, respectivamente; y la eliminación de NH₄-N fue 91.3%, 74.9%, 65.1%, respectivamente.

Liao et al. (2014), lograron una eficiencia de eliminación de sulfato entre el 80% -90%, de una concentración inicial de sulfato de 3600 mg/l y 3% de NaCl después de 145 días en un biorreactor EGSB. Además, investigaron la viabilidad de tratar la salmuera de desechos sintéticos que contiene altos niveles de sulfato y nitrato durante un período de operación de 261 días.

Monsalvo et al. (2014) evaluaron la biodegradabilidad y toxicidad de dos plaguicidas comerciales que contienen ácido 2-metil-4-clorofenoxiacético (MCPA) en un biorreactor EGSB. El MCPA fue parcialmente biodegradado, El análisis de la inhibición sobre la metanogénesis acetoclástica mostró valores de CI50 (concentración inhibidora media máxima) de 474 y 367 mg/L para imidacloprid y dimetoato (plaguicidas utilizados), respectivamente. Los pesticidas causaron una disminución dramática del rendimiento del biorreactor EGSB. Después de 30 días de aclimatación, el biorreactor EGSB logró una eficiencia de eliminación de DQO del 85% y producción de metano de alrededor de 0.9 gCH₄-DQO/gDQO.

Teixeira et al. (2014) estudiaron, en detalle, la hidrodinámica de un biorreactor EGSB y propusieron un modelo matemático para describir su flujo. Los modelos presentados fueron equivalentes y se pueden usar para describir el comportamiento hidrodinámico del biorreactor EGSB.

Bai et al. (2013) acoplaron un biorreactor EGSB anaerobio/anóxico con un biorreactor discontinuo de secuencia aerobia (SBR). Este sistema fue desarrollado para el tratamiento de aguas residuales que contienen altas concentraciones de DQO y amonio. Los resultados mostraron que la contribución del proceso anammox disminuyó gradualmente con un aumento en la relación C/N del influente. La eliminación de DQO por metanogénesis fue del 71-98% y aumentó al incrementar la relación C/N.

Londoño et al. (2012) evaluaron el efecto de los antibióticos oxitetraciclina (OTC) y florfenicol (FLO) en la operación de dos biorreactores EGSB. El experimento se realizó durante 210 días en el biorreactor R1 y 245 días en el biorreactor R2. Los reactores se inocularon con lodo granular de un

biorreactor de manto de lodo anaeróbico de flujo ascendente (UASB) de una granja lechera local. El lodo tenía un tamaño medio de pellet de 2.35 mm, buena sedimentación y un alto porcentaje de materia orgánica. La tolerancia a los antibióticos y la acción inhibidora sobre la población bacteriana fueron diferentes para cada antibiótico estudiado. Los resultados mostraron un efecto inhibitorio más severo sobre los microorganismos que estuvieron en contacto con aumentos en las cargas de FLO que aquellos que estuvieron en contacto con cargas crecientes de OTC.

López y Borzacconi (2011) trabajaron con el modelado matemático de dos biorreactores EGSB, de 6 L y 12 L, para el tratamiento de la vinaza de la caña de azúcar. En el modelado, consideraron la hipótesis de una mezcla completa con un modelo cinético simplificado que consta de dos reacciones en serie con cinética de primer orden.

Zhang et al. (2008) informaron una eliminación de DQO del 91% para un TRH de 48 h en el tratamiento de aguas residuales de alta resistencia orgánica con un contenido de DQO en la alimentación de 80,000 mg/L. Sin embargo, al igual que otros sistemas anaeróbicos, el biorreactor EGSB todavía no puede producir un efluente final que cumpla con los estándares de descarga, aunque esto podría atribuirse a los sólidos suspendidos y al aceite presente en el POME.

Connaughton et al. (2006) mostraron que no hay diferencia entre los biorreactores EGSB mesófilos y psicrófilos. El influente fue el agua residual de la cervecería y la tasa de carga de DQO fue de 4.47 kg/m³·d. Ambos biorreactores tenían buenas eficiencias de eliminación de DQO (85 ~ 93%). Las actividades metanogénicas específicas y las tasas de producción de gas también fueron similares.

Chu et al. (2005) informaron que un biorreactor EGSB acoplado a una membrana podría tratar el agua residual doméstica bajo temperatura moderada a baja (25-11°C) y con TRH de 3.5 a 5.7 h. La eficiencia de eliminación de DQO con temperaturas superiores a 15°C fue capaz de eliminar 85-96% de DQO y 83-94% del carbono orgánico total (COT). A

los 11°C, al aumentar el TRH de 3.5 a 5.7h, la eliminación total de DQO aumentó de 76 a 81%. La aplicación de una Vup mayor contribuyó a una mejor eficiencia de eliminación en el efluente y una mayor permeabilidad de la membrana.

Jianlong y Jing (2005) investigaron el proceso de oxidación anaerobia de amonio (ANAMMOX) que fue evaluado en un biorreactor EGSB. El biorreactor se alimentó con aguas residuales sintéticas y se hizo funcionar en condiciones anóxicas, el TRH se mantuvo en 1.2 días, la zona de reacción fue de 2.3 L y el volumen de sedimentación fue de 2.46 L. En esta prueba, las eficiencias de eliminación de nitrógeno total, amonio y nitrito fueron 54.3, 21.7 y 99.9%, respectivamente. La eficiencia de eliminación de DQO fue del 84% a la concentración de influente de 500 mg/l.

dos Santos et al. (2003) mostraron que era posible tratar una triazina que contenía colorante azoico en un biorreactor EGSB termófilo. Para activar esta reacción, se usó antraquinona-2,6-disulfonato como mediador redox y la eficacia de eliminación de color fue de hasta 95% en esta prueba.

Todas estas investigaciones nos permiten corroborar que no existe información relacionada a la evaluación de los biorreactores EGSB con respecto al tratamiento de aguas residuales agroindustriales tales como vinazas, lactosuero y aguas del beneficio húmedo del café, por lo que esta tesis permitirá conocer el comportamiento de estos biorreactores con respecto a este tipo de aguas residuales.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1 AGROINDUSTRIAS

Entre los diferentes enfoques que existen para definir a la “agroindustria”. Se dice que es una “actividad que integra la producción primaria agrícola, pecuaria, piscícola o forestal, el proceso de beneficio o transformación, así como la comercialización del producto, sin dejar de lado los aspectos de administración, mercadotecnia y financiamiento”(Friasbustanza, 2010). Dicho en otros términos, es una actividad económica que combina el proceso productivo agrícola con el industrial para generar alimentos o materias primas semi-elaboradas destinadas al mercado (Saval, 2012). También se dice que es una subserie de actividades de manufacturación o transformación mediante las cuales se elaboran materias primas y/o productos intermedios derivados del sector agrícola, forestal y pesquero (FAO, 1997).

Cabe mencionar que frecuentemente al hablar sobre este tema utilizamos en forma indistinta los términos: residuos, subproductos y desechos, sin importar que existe una diferencia conceptual entre ellos. Un “subproducto” es un producto secundario o incidental, bien conocido, generalmente útil, comercializable y por lo tanto con valor agregado, que resulta de un proceso de manufactura o reacción química (Osorio-Villazon y Rojas-Vilardi, 2010). El término “residuos” por otro lado, se aplica a aquellos que pueden tener o no un valor comercial, porque son poco comunes o porque se generan en bajas cantidades, sin embargo, algunos de sus constituyentes aún en baja proporción, le pueden conferir algún interés para su utilización (Bejarano-Bonilla, 2016). Sin embargo, el termino “desecho”, está referido a aquellos materiales que no tienen algún valor comercial, ni poseen atributos de interés para ser utilizados en algún proceso, por lo que se consideran como basura y se les debe dar una disposición final (Ramos-Lara, 2015).

A partir del marco de referencia anterior, se puede entonces decir que los residuos agroindustriales son materiales en estado sólido o líquido que se generan a partir del consumo directo de productos primarios o del procesamiento industrial de productos agrícolas o animales, y que ya no son de utilidad para el proceso que los generó, sin embargo debido a la gran

disponibilidad y composición rica en compuestos estos son susceptibles de aprovechamiento o transformación para generar otro producto con valor económico, de interés ambiental, comercial y/o social (Saval, 2012; Mussatt et al., 2012).

Sin embargo el problema actual al que se enfrentan los residuos agroindustriales es que no existe una clara legislación específica para promover la gestión de este tipo de residuos, que asegure su buen manejo desde su generación hasta su disposición final, esto unido a la falta de conciencia ambiental por parte de la sociedad, además de que falta capacidad tecnológica y recursos económicos para darles un destino final, genera una problemática a nivel mundial.

2.1.1 AGROINDUSTRIAS EN MÉXICO Y CHIAPAS

El sector agroindustrial es importante tanto en México como en Chiapas ya que a nivel nacional equivale al 1.7 % del PIB nacional total. En el estado de Chiapas las proporciones son similares ya que el sector equivale al 3.5 % del PIB estatal total (*Figura 2.1*). Por otro lado, el sector agroindustrial genera el 24 % del empleo manufacturero nacional y el 15 % del empleo manufacturero estatal (INEGI, 2016).

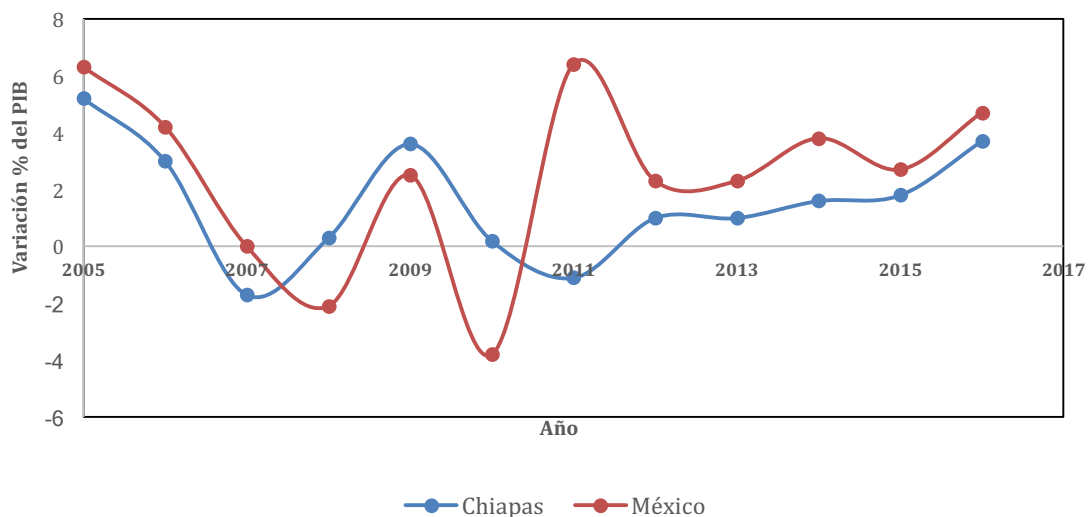


Figura 2.1 Variación del PIB sector agroindustrial en México y Chiapas

Fuente: INEGI, 2016.

Este sector agroindustrial se divide en 12 ramas (INEGI, 2016):

- | | |
|---------------------------------------|----------------------------------|
| 1.- Carnes y lácteos | 7.- Aceites y grasas comestibles |
| 2.- Preparación de frutas y legumbres | 8.- Alimentos para animales |
| 3.- Molienda de trigo | 9.- Otros productos alimenticios |
| 4.- Molienda de maíz | 10.- Bebidas alcohólicas |
| 5.- Beneficio y molienda de café | 11.- Cerveza y malta |
| 6.- Azúcar | 12.- Refrescos y aguas |

Dentro de las cuales las mas importantes en el estado de Chiapas corresponde a la elaboración de dulces, molienda de granos, productos lácteos y alimento para animales, como se puede ver en la *Figura 2.2*.

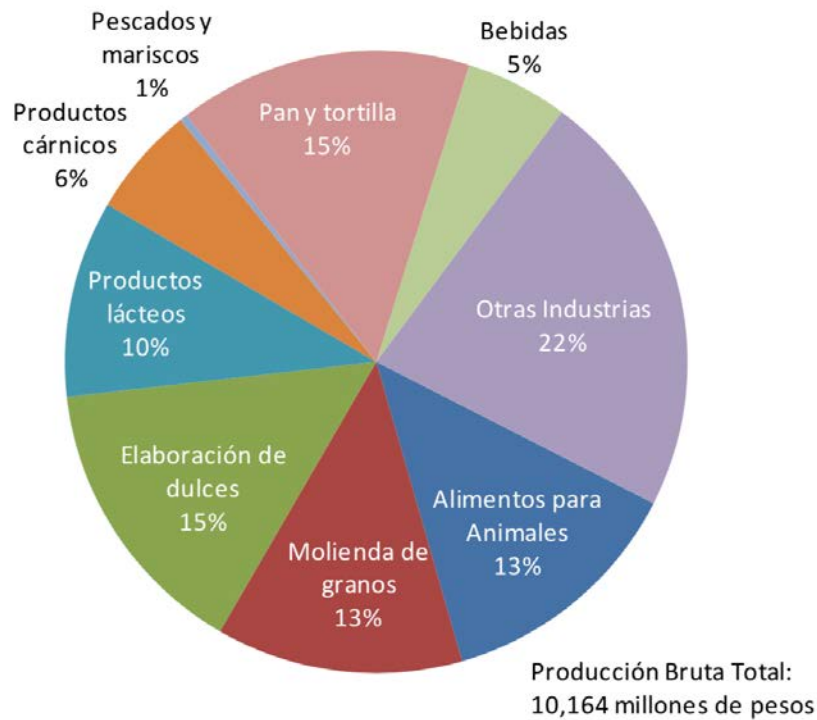


Figura 2.2 Producción agroindustrial en Chiapas
Fuente: SAGARPA, 2011

Actualmente el estado de Chiapas ocupa el primer lugar nacional en la producción de café, el octavo lugar nacional en producción de caña de azúcar y el onceavo lugar nacional en generación de productos lácteos (SIAP, 2017).

De acuerdo con estos resultados y conociendo el perfil de los efluentes de dichos procesos nos encontramos con las tres principales agroindustrias con mayor efecto contaminante en sus efluentes, los cuales puede alterar el equilibrio ambiental y poner en peligro la calidad de vida del ser humano, generando problemas de contaminación de agua, aire y suelo (FAO, 1990).

2.2 PROCESO DE PRODUCCIÓN

A continuación se presenta una descripción de los procesos productivos de las tres agroindustrias antes mencionadas, los cuales conducirán a encontrar el entorno en el que se presenta la generación de las respectivas aguas residuales, entendiendo su alto impacto ambiental y la necesidad de buscar tecnologías que permitan su reutilización

2.2.1 CAFÉ A PARTIR DEL BENEFICIO HÚMEDO

Para lograr una taza “deliciosa y humeante” de café se requiere de la transformación de los frutos del cafeto. En la *Figura 2.3* se muestra la estructura de un fruto de café.

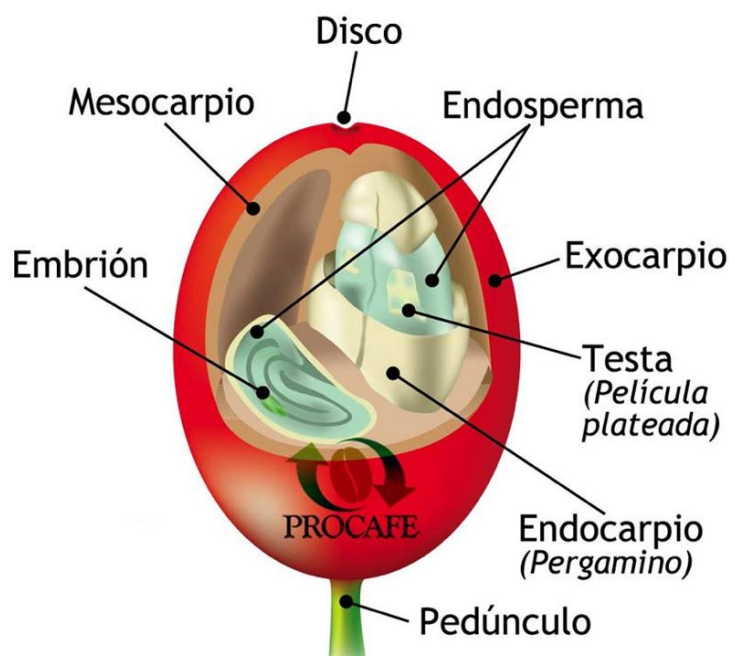


Figura 2.3 Estructura del grano de café

Fuente: Procafe

Para obtener granos secos a la humedad de equilibrio, que a su vez constituye la materia prima para preparar la estimulante bebida, el fruto debe pasar por una serie de procesos para que sea apto para el consumo. Todos los procesos de transformación que ocurren desde que los frutos son recogidos hasta que se obtienen los granos secos y clasificados se denominan “Beneficiado”. Existe una serie de pasos o transformaciones del proceso que van desde la obtención de los granos secos a partir de los frutos hasta la transformación de éstos en polvo, mediante el tostado, para preparar la bebida. Existen dos métodos para procesar el fruto del cafeto: el procesamiento en seco y el procesamiento en húmedo (Guardia-Puebla, 2012; USAID, 2003). Sin embargo el método de procesamiento en húmedo da como resultado un café de calidad superior en comparación con el procesamiento en seco. Actualmente en México, las industrias a pequeña escala usan el método húmedo para procesar alrededor del 86-90% del café (Cruz-Salomón *et al.*, 2018; Murthy *et al.*, 2003).

A continuación se resumen las diferentes etapas en que consiste el beneficiado húmedo de café (Figura 2.4).

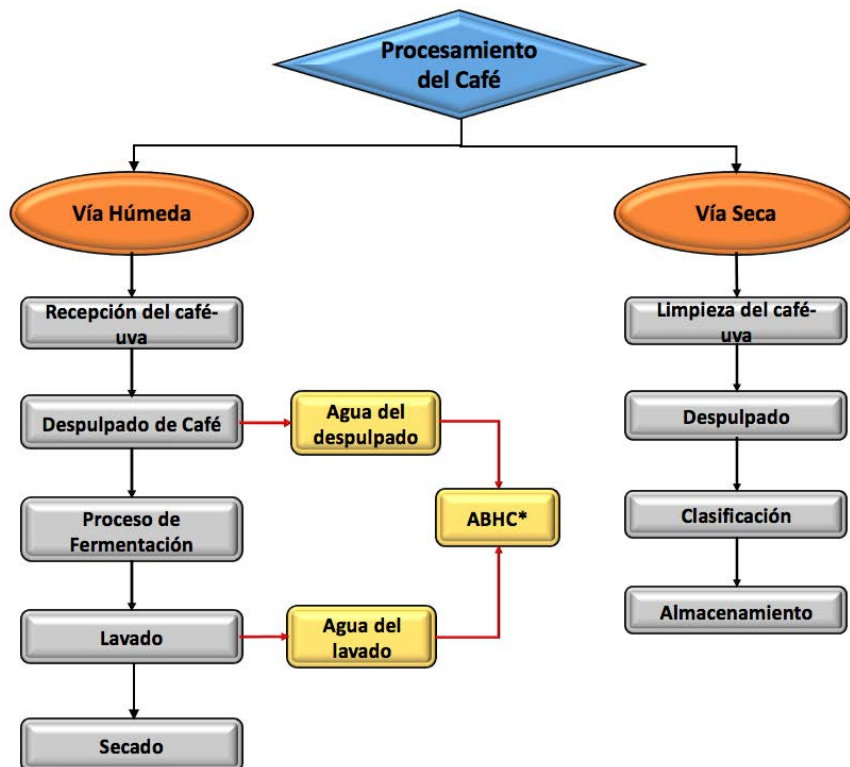


Figura 2.4 Diagrama general del beneficiado de café por vía húmeda y seca

- **Recepción del fruto del cafeto**

El fruto del cafeto recién cortado se recibe en el centro de procesamiento en tanques. Donde posteriormente los granos son clasificados (baja, media y alta) para dividir la fruta madura más grande, de las bayas más pequeñas menos deseables. Las bayas de menor calidad se venderán como café de menor calidad. Cuando los frutos de café se descargan en el tanque de recepción son llevados hacia el sifón de clasificación. La masa de café de buena calidad y el agua es descargada por la parte inferior del sifón, la cual pasa por un canal hacia una serie de trampas en donde se retienen los materiales indeseables y peligrosos para el equipo de despulpado (Guardia-Puebla, 2012; ICO, 2007; USAID, 2003).

- **Despulpado de los granos de café**

Los granos de café procedentes del sifón de clasificación son posteriormente conducidos, por medio de una corriente de agua, hacia las máquinas llamadas “despulpadoras”. En donde retiran la pulpa (parte roja de la cereza) que consiste en el epicarpio y una parte del mesocarpio del fruto. Esto se elimina y se guarda para compost/fertilizante. El café despulpado abandona la máquina despulpadora y a continuación, los granos de café despulpados son conducidos hacia una criba para su clasificación. Por otro lado, la pulpa liberada del grano es arrastrada y descargada por una corriente de agua hacia los canales de aguas residuales, generando, así, las aguas residuales de despulpe (Guardia-Puebla, 2012; ICO, 2007; USAID, 2003).

- **Fermentación del café y lavado.**

Como último paso del proceso de beneficiado se realiza la eliminación del endocarpio a los granos secos de café. El grano de café recién despulpado está cubierto de una capa mucilaginosa que representa alrededor del 20% en peso del fruto maduro. Este mucílago está formado principalmente por pectina y azúcares, que se degradan en un estado de fermentación con la ayuda de microorganismos. El tiempo de fermentación varía dependiendo de muchos factores, pero en general puede durar de 12 a 15 horas. Cuando la fermentación se completa, el café se lava a fondo con agua limpia en tanques o

en lavadoras especiales, generando, así, las aguas residuales del lavado (Guardia-Puebla, 2012; ICO, 2007; USAID, 2003).

- **Secado del café**

El café lavado y recién escurrido tiene una humedad de alrededor del 55% (en base húmeda) y en la etapa de secado reduce su humedad hasta valores del 9-12%. De acuerdo con el lugar y el régimen de lluvias imperante, la operación de secado al sol puede tardar entre 5-15 días. El café también puede secarse mediante secadoras mecánicas. Normalmente, en el secado del café se combina el secado al sol con el secado en secadoras mecánicas (Guardia-Puebla, 2012; ICO, 2007; USAID, 2003).

2.2.2 PRODUCTOS LÁCTEOS A PARTIR DE LECHE

La industria de la leche y sus derivados ofrecen al mercado productos muy diversos, que reúnen los requisitos nutrimentales y de inocuidad para su comercialización tales como los derivados por fermentación (queso, yogurt), derivados grasos (crema, mantequilla), derivados de uso industrial (caseína y lactosa) y subproductos (suero de leche en polvo) (Bello *et al.*, 2004).

Para la elaboración de estos productos se requiere de operaciones y procesos diferentes, por lo que a continuación se describe el proceso de elaboración del queso (*Figura 2.5*)(Varnam, 2003; ICMSF, 1980):

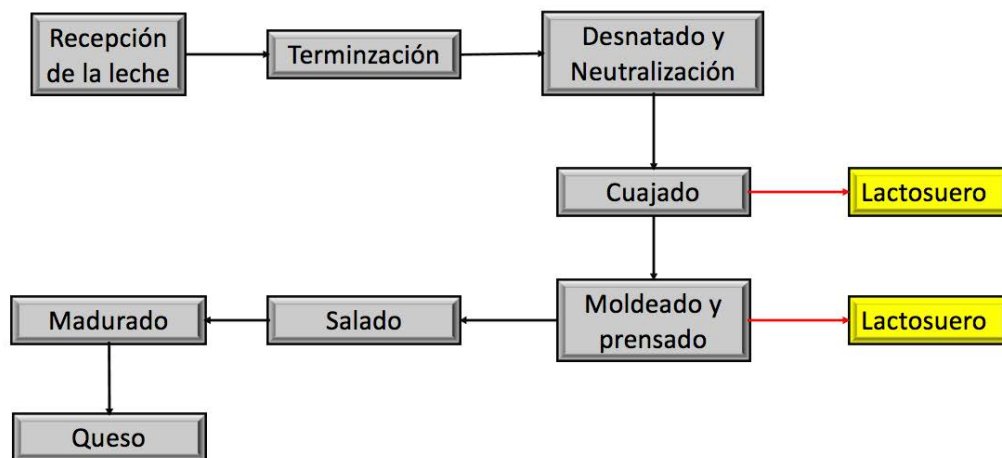


Figura 2.5 Diagrama general del proceso de producción de queso

- **Recepción de la leche**

Una vez que la leche llega a la quesería, procedente del establecimiento lácteo, es sometida a una serie de análisis químicos y microbiológicos, para asegurar la calidad inicial de la misma. En esta etapa, la leche es filtrada y/o higienizada para eliminar cualquier tipo de impurezas que hayan podido pasar a la leche durante el ordeño. Posteriormente se almacena en los tanques de refrigeración donde permanece a una temperatura de 4°C (Siciliano, 2010).

- **Termización**

Posteriormente se lleva a cabo la termización, el cual es un proceso de conservación que consiste en calentar la leche a temperaturas de 57-68°C durante 15 segundos. De esta forma se destruyen los microorganismos patógenos presentes en la leche. Es el primer paso antes de los tratamientos de elaboración a los que se someterá posteriormente. La leche sometida a este proceso mantiene su calidad inicial, hasta el momento del procesado, siempre que se conserve a 0/-1°C (Peña *et al.*, 2016; Siciliano, 2010).

- **Desnatado y Neutralización**

En esta etapa del proceso se produce la separación de la materia grasa(nata) del resto de componentes de la leche (leche desnatada). Normalmente se realiza con una centrifugadora que separa un 40 % de grasa. Posteriormente se realiza la normalización del contenido graso de la leche, que se añade a la leche desnatada en distintas proporciones según lo que quiera obtener (leche entera, semidesnatada, desnatada). La nata sobrante se destina a la elaboración de otros productos como la mantequilla (Gandolfo, 2005).

- **Cuajado**

Una vez la leche en el contenedor de cuajado, se añaden los fermentos lácticos, bacterias que contribuirán a la posterior maduración del queso. Es en esta fase donde se le adiciona el cuajo, que dependiendo del tipo de queso podrá ser vegetal, animal o microbiano, formándose “la cuajada”. Físicamente, consiste en la precipitación de las micelas de caseína formando un gel que retiene además los glóbulos de grasa, agua y sales. En esta fase se lleva acabo la separación de la cuajada mediante el desuerado (Siciliano, 2010; Poncelet, 2010; Arévalo-Arévalo, 2014).

- **Moldeado y prensado**

El moldeado consiste en la introducción de la cuajada libre de suero en moldes, cuya forma y tamaño varía en función al tipo de queso de que se trate.

El prensado tiene como finalidad principal una mayor y mejor extracción del suero y en algunos casos, también propicia un moldeado perfecto. Existen dos tipos de prensado: autoprensado y prensado bajo presión. El primero consiste en la colocación encima del molde un peso variable, según el tipo de quesos, que origina un prensado tenue. Otras veces este auto prensado se consigue introduciendo la cuajada dentro de una tela o paño que se cuelga para que el propio peso de la cuajada produzca el desuerado de forma lenta. El prensado bajo presión se realiza sometiendo el queso, una vez introducida la cuajada en el molde que le dará forma, a prensas neumáticas (Siciliano, 2010).

- **Salado**

Una vez finalizado el tiempo de prensado, se procede al salado del queso a mano ó bien, sumergiéndolo en salmuera. Con la fase de salado, se consigue realzar el sabor del queso y preservar del crecimiento de microorganismos indeseables, favorecer la pérdida de suero y la formación de la corteza (Siciliano, 2010; Poncelet, 2010; Arévalo-Arévalo, 2014).

- **Madurado**

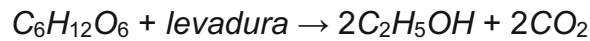
A esta fase pasan los quesos tiernos, semicurados y curados. Son mantenidos en cámaras donde se controla la temperatura y la humedad. Durante esta fase los quesos son volteados frecuentemente para evitar que se deformen y la corteza se forme de forma uniforme. La maduración comprende una serie de cambios en las propiedades físicas y químicas adquiriendo el queso su aspecto, textura y consistencia así como aromas y sabores característicos (Siciliano, 2010).

2.2.3 ALCOHOL A PARTIR DE CAÑA DE AZÚCAR

La miel final que en el proceso productivo del azúcar crudo se envió a tanques de almacenamiento, es miel incristalizable a la que por los sistemas normales de cristalización no se le puede separar de manera rentable una mayor cantidad de sacarosa. Estas mieles están formadas por sacarosa,

azúcares reductores, monosacáridos y las impurezas que no se pudieron separar de la cachaza (Rincón-Acelas, 2008; Jiménez-Ambriz *et al.*, 1995).

La producción de alcohol etílico se basa en la fermentación de las mieles como resultado de la acción de las levaduras que en primera instancia invierten la sacarosa mediante la invertasa, para que las levaduras conviertan el azúcar invertido en alcohol y dióxido de carbono. Las reacciones que rigen este proceso y que fueron estudiadas por Pasteur, quien les puso el nombre de “fermentación”, son (Rincón-Acelas, 2008; Incauca, 2006):



El proceso consta de las siguientes etapas (Figura 2.6) que tratan de enmarcar las principales operaciones llevadas a cabo en una destilería:

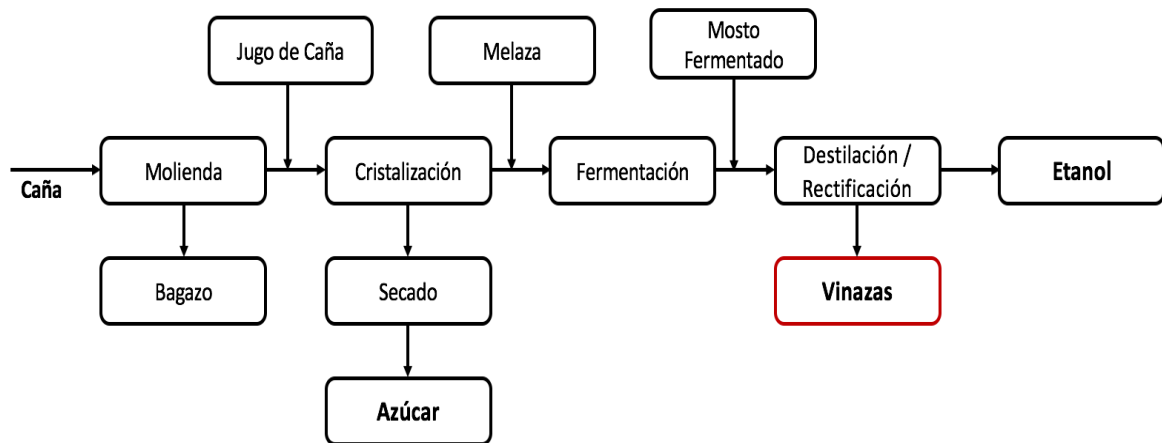


Figura 2.6 Proceso para la obtención de alcohol a partir de caña de azúcar

a) Fermentación

Esta etapa está dividida en las siguientes secciones:

- *Recepción, preparación y almacenamiento de la materia prima:* la materia prima se bombea desde la fábrica de azúcar a un tanque de pesaje de la miel requerida para el proceso. Esto se bombea a las tinajas de preparación donde se mezcla con agua para obtener una concentración de 24°Brix (Manuelita, 2006; Inazúcar, 2006).

- *Preparación y propagación de las levaduras:* se utiliza la especie *Saccharomyces cerevisiae* como inóculo de la fermentación. Las levaduras sufren inhibiciones de sus funciones si se alcanzan concentraciones de alcohol que sobrepase el 10 % en volumen, por esta razón se deben preparar diluciones que no alcancen este valor. La levadura se debe desenvolver en medio ácido para ayudar a desdoblar la sacarosa e inhibir otras especies microbianas. En esta tina se agrega urea como fuente de nitrógeno para su reproducción, ácido sulfúrico para crear las condiciones ácidas y penicilina como antibiótico para evitar contaminaciones (Manuelita, 2006, Inazúcar, 2006).
- *Fermentación:* La reacción de fermentación de la mezcla preparada es exotérmica, razón por la cual es necesario mantener en circulación agua de enfriamiento alrededor de las tinas de fermentación para evitar un incremento de la temperatura por encima de 35°C. Al finalizar la generación de gas en la tina se dice que el mosto está fermentado con una concentración de azúcares de 8°Brix (Rincón-Acelas, 2008; Manuelita, 2006).

b) Destilación

La destilación se lleva a cabo en una columna destrozadora o destiladora (columna de agotamiento): En la columna el mosto entra por la parte superior previamente calentado por las vinazas que salen del fondo de la misma a una temperatura que oscila entre los 70 y los 90°C, cayendo a través de platos de agotamiento para separar por evaporación el alcohol (Rincón-Acelas, 2008; Manuelita, 2006; Inazúcar, 2006). Las vinazas son el resultado de la fermentación del mosto una vez que se ha extraído el alcohol con contenidos de materia orgánica promedio, medidas como demanda química de oxígeno (DQO) de 120 g/L y con valores de pH de 3 a 4.5 y con un color café oscuro producido por los azúcares transformados a fenoles y polifenoles durante la concentración y cristalización (Cruz-Salomón *et al.*, 2017b; Rodríguez *et al.*, 2000).

2.3 CARACTERÍSTICAS DE LOS EFLUENTES

2.3.1 AGUAS DEL BENEFICIO HÚMEDO DEL CAFÉ

Las aguas del beneficio húmedo del café son aguas residuales que se obtienen después de llevar a cabo el lavado del café para evitar la fermentación inmediata y excesiva del café en las zonas tropicales. Su principal contaminante (*Tabla 2.1*) proviene de los residuos del conjunto de materia orgánica libre durante la fabricación de la pasta, cuando el mesocarpio es removido y la textura del mucílago que rodea el pergamino está parcialmente desintegrada (von Enden *et al.*, 2017; Guardia-Puebla, 2012).

El agua que contiene la pulpa, contiene principalmente azúcares que son fermentados rápidamente, así como los componentes de mucílago. La pulpa y mucílago contienen una cantidad elevada de proteínas y azúcares, y el mucílago en particular de pectinas (carbohidratos polisacáridos). Las aguas residuales contienen pectinas hidrolizadas procedentes de la fermentación y el lavado (Guardia-Puebla, 2012; Orozco *et al.*, 2005).

Las aguas del beneficio húmedo del café son ricas en compuestos flavonoides de color de la cereza del café (von Enden *et al.*, 2017). Los ácidos orgánicos y acético de la fermentación de los azúcares hacen que las aguas residuales sean muy ácidas, alcanzando un pH tan bajo como 3.8 (Cruz-Salomón *et al.*, 2018; Guardia-Puebla, 2012; Orozco *et al.*, 2005).

Estudios realizados en las aguas residuales del beneficio húmedo del café, muestran una concentración de DQO entre 7,000-50,000 mg O₂/L que comparando con las aguas residuales urbanas, que tienen generalmente entre 500 a 1,000 mg O₂/L de DQO (Cruz-Salomón *et al.*, 2018; Orozco *et al.*, 2005), lo cual representa una carga orgánica extremadamente elevada, que conlleva a serios riesgos ambientales si son vertidas a cuerpos de agua.

Otras sustancias que se encuentran en pequeñas cantidades en el agua del café, son los residuos químicos tóxicos como taninos, alcaloides (cafeína) y polifenoles. Sin embargo, estas sustancias tóxicas permanecen sobre todo en los sólidos eliminados de la pulpa de café (von Enden *et al.*, 2002).

Tabla 2.1 Composición fisicoquímica de las ABHC

Parámetro	ABHC
DQO (mg O ₂ /L)	7 000 – 50 000 ^[1-10]
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	3 450 – 12 100 ^[2, 4, 7]
pH	3.46 – 5.0 ^[1-10]
Temperatura (°C)	16.5 – 28 ^[1, 4, 5]
ST (mg/L)	1 228.5 – 28 669 ^[2,3, 6, 7, 9]
SS (mg/L)	315.7 – 1 927.5 ^[2, 4, 6]
SD (mg/L)	11 188 ^[2]
SV (mg/L)	2 980 – 7 610 ^[7]
P _T (mg/L)	13 – 40 ^[7,10]
N _T (mg/L)	8.624 – 700 ^[1,5,10]
Carbohidratos totales (g/L)	0.72 – 0.83 ^[1, 8,9]
Taninos (mg/L)	0.05 – 23 ^[1, 8,9]
Fenoles (mg/L)	10 – 2 904.72 ^[1, 7-9]
Cafeína (mg/L)	6.96 – 50.37 ^[1, 8, 9]
AGV (mg HAc/L)	2.02 - 50.37 ^[1, 5, 9]

[1] Del Real e Islas (2010); [2] Hill y Jenkins (1989); [3] Zambrano-Franco e Isaza-Hinestroza (1998); [4] Álvarez et al., (2011); [5] Matuk et al., (1997); [6] Guardia-Puebla *et al.*, (2012); [7] Molina y Villatoro (2006); [8] Bermúdez *et al.*, (2003); [9] Rodríguez *et al.*, (2000); [10] Cruz-Salomón *et al.*, 2018.

2.3.2 LACTOSUERO

El lactosuero son aguas residuales que se obtienen de la industria láctea después de haber realizado la manufactura del queso, dicho de otra manera el lactosuero se define como la fracción de leche de cualquier especie que no precipita por la acción del cuajo o por los ácidos durante el proceso de elaboración del queso. Su composición varía significativamente dependiendo del proceso a los que se someta la leche (Cruz-Salomón *et al.*, 2017a; Chamorro y Losada, 2002; Rondan, 2000).

Estos se caracterizan por tener un pH ácido (4.3-6.5) Cruz-Salomón *et al.*, 2017a, un elevado contenido de materia orgánica e inorgánica disuelta, coloidal y en suspensión. Contienen una variedad de sustancias químicas (Tabla 2.2), las cuales varían de acuerdo a muchos factores entre los que se encuentran los procesos de tratamiento a los que se somete la leche entera y los procesos de manipulación y tratamiento a que se sujete el lactosuero (Cruz-Salomón *et al.*, 2017a).

El lactosuero genera una DBO₅ y DQO muy altas aproximadamente de 40,000-90,000 mg O₂/L y de 50,000-100,000 mg O₂/L (Cruz-Salomón *et al.*,

2017a; Ben-Hassan y Ghaly, 1994) respectivamente y mas del 90 % de esa carga orgánica se debe a la lactosa presente en el mismo (Galindo-Suarez y Pérez-Zamora, 2013; Almeida *et al.*, 2009; Koutinas *et al.*, 2009).

Tabla 2.2 Composición fisicoquímica del lactosuero

PARÁMETROS	Lactosuero
pH	4.3 – 6.5 ^(1,3,4,6)
Humedad (%)	92 - 94
DQO (mg O ₂ /L)	50 000 – 100 000 ^(3,7,8)
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	40 000-90 000 ^(3,7,8)
Proteína (g/L)	1.8 – 8 ^(1,4)
N _T	980 – 1490 ⁷
Solidos Totales (g/L)	7.0 – 67 ^(1,2,5)
Lactosa (g/L)	16.35 – 60 ^(1,2,4)
Ácido Láctico (g/L)	0.57 – 0.67 ⁽¹⁾
Fosfato (mg/L)	124 – 540 ^(1,2,4,5)

[1]Panesar *et al.* (2007), [2]Najafpour *et al.* (2008), [3]Guerrero *et al.* (2009), [4]Callejas *et al.* (2012), [5]Arango y Sanches (2009), [6]Hernández, (2005). [7]Cruz-Salomón *et al.*, 2017a; [8]Ben-Hassan y Ghaly, 1994.

La lactosa es el mayor componente del lactosuero después del agua. Es el principal soluto del suero con aproximadamente el 71 %. El segundo componente en importancia de los solutos son las proteínas que constituyen del 9 al 11 % (Jelen, 1992).

Debido a este perfil las descargas continuas del lactosuero en el suelo pueden alterar la estructura física y química del suelo y disminuir el rendimiento de las cosechas, Además, el nitrógeno del suero es soluble en agua y puede lixiviar, proceso mediante el cual las sustancias disueltas son arrastradas por el agua a través de las diversas capas hasta las aguas freáticas, convirtiéndose de esta manera en una amenaza para la salud de animales y humanos (Cruz-Salomón *et al.*, 2017a; Ben-Hassan y Ghaly, 1994).

2.3.3 VINAZAS

Las vinazas son las aguas residuales que se obtienen después de haber realizado la destilación de azúcares fermentados provenientes de la caña de azúcar, piloncillo, uvas y diferentes especies de agave (Cruz-Salomón *et al.*,

2017b; Robles-González, *et al.*, 2012). De otra manera, estas son el producto de cola de la destilación del alcohol etílico proveniente del mosto fermentado (Durán-de-Bazúa *et al.*, 1991).

Estas se caracterizan por tener un pH ácido (3-4), un elevado contenido de materia orgánica e inorgánica disuelta, coloidal y en suspensión. Contienen una variedad de sustancias orgánicas (*Tabla 2.3*) tales como los ácidos acético y láctico, glicerol, fenoles, polifenoles, melanoidinas, así como especies inorgánicas, tales como sulfatos y sales de fosfatos. Se ha señalado que la composición de las vinazas y las características pueden variar, dependiendo de la materia prima y el proceso utilizado para la producción de destilados (Robles-González *et al.*, 2010; Robles-González, 2011).

Tabla 2.3 Composición fisicoquímica de las vinazas

PARÁMETROS	Vinazas
pH	3 – 4 ^(1,2,3,4,5,6)
Alcalinidad (mg de CaCO ₃ /L)	ND ^(1,2,3)
Conductividad (mS/cm)	2.6 – 4.2 ⁽³⁾
Color (475nm)	4.6 – 10.6 ⁽³⁾
DQO (mg O ₂ /L)	70 000 – 120 000 ^(1,2,3,8)
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	35 500 – 50 000 ^(1,7,6)
Fenoles (mg ácido gálico/L)	478 – 542 ^(5,6,7)
Fructosa (mg/L)	14.8 – 50 ⁽⁴⁾
Nitrógeno (mg/L)	660 – 5650 ^(3,4,5)
Solidos Totales (mg/L)	26 830 – 98 710 ^(1,2,3,7)
Fosfato (mg/L)	290 – 1150 ⁽³⁾
Sulfatos (mg/L)	308 – 842 ^(3,8)

[1]Cruz-Salomón *et al.*, 2016; [2]Robles-González *et al.*, 2012; [3]Robles-González, 2011; [4]Sangave *et al.*, 2007; [5]Jiménez *et al.*, 2006; [6]Benitez *et al.*, 2003; [7]Martín *et al.*, 2002; [8]Madejón *et al.*, 2001.

Las vinazas consisten principalmente de agua residual de destilería que es el principal contribuyente al volumen, otros componentes que contribuyen en menor grado a la variabilidad de la carga, son los efluentes de la limpieza del fermentador (baja en volumen, aunque la carga orgánica puede ser alrededor de 5,000 mg DQO/L), condensados, agua de refrigeración, etc. (Duarte *et al.*, 1997). Dado que el agua de refrigeración puede representar un caudal alto,

pero con una carga de contaminante muy bajo, se recomienda su segregación (Robles-González, 2011).

Las vinazas contienen generalmente altas concentraciones de sólidos disueltos, hasta el 50% de este parámetro pueden ser azúcares reductores (Sangave *et al.*, 2007). Los compuestos no volátiles procedentes de la fermentación del caldo son compuestos fenólicos y polifenólicos (Sales *et al.*, 1987; Capasso *et al.*, 1992; Robles-González *et al.*, 2010), las concentraciones relativamente altas de sales minerales que se reflejan en una alta conductividad electrolítica (250-300 dS/m). Su pH oscila por lo general entre 3.5 y 5, y tienen color marrón, debido a la presencia de melanoidinas (Jiménez *et al.*, 2003; Coca *et al.*, 2005). La carga de contaminantes orgánicos es muy elevada, con valores de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de 35,000-50,000 mg O₂/L y demanda química de oxígeno (DQO) de 70,000-120,000 mg O₂/L. Los índices de biodegradabilidad en el rango de 0.2-0.5 mg DBO/mg DQO son muy comunes (Robles-González *et al.*, 2010; Nandy *et al.*, 2002; Sangave *et al.*, 2007; Madejón *et al.*, 2001). Dado este perfil, las vinazas son efluentes muy agresivos y recalcitrantes, cuya descarga directa a cuerpos de agua y el suelo puede causar un impacto ambiental grave.

2.4 CONTAMINACIÓN AMBIENTAL GENERADA POR LOS EFLUENTES

Los mayores problemas generados por los efluentes agroindustriales cuando son vertidas al suelo o al agua son la erosión y la eutrofización respectivamente. Las ABHC, el lactosuero y las vinazas contienen cantidades considerables de nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio) y gran cantidad de materia orgánica. Si estas llegan al agua o se riegan al suelo pueden constituir una grave amenaza para el medio ambiente (FAO,2006).

Los principales efectos de la inadecuada gestión de estos efluentes en el medio ambiente son:

2.4.1 AGUA

- a) Eutrofización de las fuentes de agua: este proceso deteriora la calidad del agua estimulando el crecimiento de algas, causando daños a la población piscícola, debido a los aportes de sustancias orgánicas y

nutrientes contenidos en ellos. La contaminación de las aguas superficiales amenaza los ecosistemas acuáticos y la calidad del agua potable que se extrae de los cursos de agua (Vergara-Angel, 2013). El nitrógeno y el fósforo se asocian con la eutrofización acelerada de las aguas superficiales. Aunque el fósforo es a menudo el factor limitante para el desarrollo de las algas verde-azuladas, que son capaces de utilizar el N_2 atmosférico, de tal forma que el manejo del fósforo se considera una estrategia clave en la mitigación de la eutrofización de las aguas superficiales (FAO, 2006).

- b) Lixiviación de nitratos a las aguas subterráneas: procedentes de los sitios donde retienen estos efluentes o en los que se han hecho aplicaciones abundantes del mismo, la lixiviación de nitratos constituyen una amenaza para la calidad del agua potable. El nitrógeno amoniacal lo componen los nitritos y los nitratos, que al ser muy solubles, se incorporan a las aguas de precipitación o riego, acompañándolas en su recorrido a través del suelo, alcanzando finalmente a las masas de aguas subterráneas. Un nivel elevado de nitratos en el agua potable puede ser peligroso para la salud. Niveles excesivos pueden causar “síndrome del bebé azul” y la intoxicación de los bebés. Entre los adultos la toxicidad del nitrato puede causar abortos y cáncer de estómago (Vergara-Angel, 2013; Maier et al., 2000).
- c) Reducción de los niveles del oxígeno en el agua: Estos efluentes contienen una gran porción de compuestos orgánicos, lo que estimulan la proliferación de algas, aumentando la demanda de oxígeno y disminuyendo la disponibilidad de oxígeno para otras especies, llegando a generar zonas anóxicas (Vergara-Angel, 2013).

2.4.2 AIRE

Estos efluentes emiten dióxido de carbono, metano, óxido de nitrógeno, amoniacal, olores y partículas en función de cómo salen del proceso y de su manejo (almacenamiento y disposición) (FAO, 2006).

- a) Dióxido de Carbono (CO_2): Estos efluentes degradados por microorganismos bajo condiciones aerobias liberan dióxido de carbono,

esté es uno de los principales gases de efecto invernadero (G.E.I.), lo que significa que ayuda a atrapar el calor proveniente del Sol en nuestra atmósfera. El incremento de los niveles de CO_2 en la atmósfera es una de las principales causas del calentamiento global, efecto invernadero e inversión térmica (FAO, 2010).

- b) Metano (CH_4): la descomposición anaerobia de la materia orgánica de los componentes de estos efluentes emiten metano. Esto ocurre cuando son almacenados en lagunas. La emisión de metano está influenciada por diversos factores que afectan el crecimiento de los microorganismos responsables de la formación de metano, entre lo que cabe destacar la temperatura, la humedad y composición. El metano es el segundo gas de efecto invernadero derivado de la actividad humana, la contribución de cada molécula de metano en el efecto invernadero es aproximadamente 21 veces superior a la de cada molécula de CO_2 (FAO, 2010).
- c) Óxido de nitrógeno (N_2O): la magnitud real de las emisiones de N_2O depende de las condiciones ambientales. Se producen emisiones de N_2O en primer lugar, cuando los desechos se manejan aeróbicamente, permitiendo la transformación del amoníaco o el nitrógeno orgánico en nitratos y en nitritos. Debe entonces manejarse en condiciones anaerobias, lo que hace que los nitratos y nitritos pueden reducirse a N_2 con una producción intermedia de N_2O y óxido nítrico (NO) (FAO, 2010). Debido a las diferentes vías de almacenamiento de los desechos: un intento por reducir los niveles de metano podría aumentar las de N_2O . El óxido nitroso es muy persistente en la atmósfera donde puede permanecer hasta 150 años, es un gas de efecto invernadero y además también contribuye al agotamiento de la capa de ozono, que protege la biosfera de los efectos dañinos de la radiación solar ultravioleta. En presencia de humedad atmosférica y oxidante, el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno se transforman en ácido sulfúrico y nítrico respectivamente. Estos contaminantes vuelven a la tierra en forma de lluvia ácida (Vergara-Angel, 2013; FAO, 2006).
- d) Amoníaco (NH_3): proviene de la hidrólisis de las proteínas provenientes de los microorganismos que llevan a cabo la fermentación alcohólica. La

exposición a niveles altos de amoníaco puede ser toxica. La actividad biológica depende de la temperatura, mientras mas baja sea esta, mas lento será el proceso de degradación, así se explica que la máxima concentración de amónico y de olor se detectan cuando hace mas calor (Vergara-Angel, 2013; Batlló, 1993).

- e) Olor: derivan principalmente de los procesos de degradación biológica de la materia orgánica contenida en esta agua residuales. Mas de 40 trazas de compuestos en el aire se han identificado. Algunos de estos incluyen mercaptanos, compuestos aromáticos, sulfuros, diversos ésteres, carbonilos y aminas (USDA, 2009).

2.4.3 SUELO

- a) La acumulación excesiva de nutrientes en el suelo: cuando se aplican riegos con altas dosis de estos efluentes, pueden ser una amenaza para la fertilidad del suelo debido al desequilibrio de los nutrientes o incluso a concentraciones nocivas de los mismos. En suelos pobres en humus estable y pH altos el incremento será positivo, pero en suelos con humus elevado y pH bajo dará lugar a problemas tanto en fertilidad como de contaminación (Vergara-Angel, 2013).

2.5 MARCO LEGAL

Aunque actualmente no existen normativas específicas con relación a la disposición de vinazas, lactosuero y ABHC estas deben seguir los lineamientos para las siguientes normativas: Ley general de equilibrio ecológico y protección al ambiente (LGEEPA)(DOF, 2010a), Ley de aguas nacionales (DOF, 2008a), Ley de promoción y desarrollo de los bioenergéticos (DOF, 2008b), Ley general para la prevención y gestión integral de residuos sólidos (LGPGIR), Ley federal de derechos (DOF, 2010b).

2.5.1 LEY GENERAL DE EQUILIBRIO ECOLÓGICO Y PROTECCIÓN AL AMBIENTE (LGEEPA)

La Ley se estructura alrededor de cuatro conceptos básicos: política ecológica, manejo de recursos naturales, protección al ambiente y participación

social, fundamentado en el sistema de concurrencias, el sistema nacional de áreas naturales protegidas y las medidas de control, de seguridad y sanciones (Carmona, 1990). Además de otros instrumentos en la política ambiental, incluye herramientas económicas como medio para la modificación de conducta de quienes realicen actividades industriales a fin de hacer compatibles sus intereses con los del desarrollo sustentables. Utiliza estímulos fiscales a quienes realicen actividades que disminuyan el daño ambiental (Vázquez-González, 2010).

Respecto al uso del agua, la LGEEPA promueve su ahorro, el uso eficiente, el tratamiento de del agua residual y su reúso. Determina que los criterios para su aprovechamiento y descarga de agua adecuada se establecerán en las concesiones, condiciones particulares de descarga y permisos otorgados. En el artículo 120 establece que para prevenir la contaminación del agua, quedan sujetas a regulación federal o local (entre otros) las descargas derivadas de actividades agropecuarias (DOF, 2010a).

2.5.2 LEY DE AGUAS NACIONALES

La Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2008a) tiene como objetivo regular la explotación, uso del agua, su distribución y control, así como la preservación de su cantidad y calidad.

En el artículo 96 BIS 1 señala que “la autoridad del agua” intervendrá para que se cumpla con la reparación del daño ambiental. Quienes violen las disposiciones legales aplicables y causen contaminación en un cuerpo receptor, asumirán la responsabilidad de reparar el daño ambiental causado, sin perjuicio de la aplicación de las sanciones administrativas, penales o civiles que procedan(DOF, 2008a).

2.5.3 LEY FEDERAL DE DERECHOS

Determina los derechos a pagar por el uso-aprovechamiento del agua, bien del dominio público de la nación. Establece que el usuario que descargue el agua residual dentro de una cuenca, un río o sobre el suelo en caso de no cumplir con los límites máximos permisibles establecidos en las Normas Oficiales Mexicanas, está obligado a pagar por un derecho por el uso de

cuerpos receptores propiedad de la Nación(DOF, 2010b).

Con base al artículo 192 D, exime del pago de derecho por descarga de aguas residuales a los usuarios que se dediquen a actividades agrícolas o pecuarias equivalente o inferiores a 2,500 habitantes. Y en el artículo 224 exime a los productores agropecuarios del pago de derecho por uso y aprovechamiento del agua.

2.5.4 LEY DE PROMOCIÓN Y DESARROLLO DE LOS BIOENERGÉTICOS

Esta Ley (DOF,2008b) tiene por objeto la promoción y desarrollo de los Bioenergéticos con el fin de coadyuvar a la diversificación energética y el desarrollo sustentable como condiciones que permiten garantizar el apoyo al campo mexicano y establece las bases para:

- I. Promover la producción de insumos para Bioenergéticos, a partir de las actividades agropecuarias, forestales, algas, procesos biotecnológicos y enzimáticos del campo mexicano, sin poner en riesgo la seguridad y soberanía alimentaria del país de conformidad con lo establecido en el artículo 178 y 179 de la Ley de Desarrollo Rural Sustentable.
- II. Procurar la reducción de emisiones contaminantes a la atmósfera y gases de efecto de invernadero, utilizando para ello los instrumentos internacionales contenidos en los Tratados en que México sea parte.

2.5.5 NORMA OFICIAL MEXICANA (NOM-001-SEMARNAT-1996)

Esta norma establece los límites máximos permisibles (LMP) de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (*Tabla 2.4*) (DOF, 2003) para todas las actividades en función de dos elementos: el tipo de cuerpo receptor y el uso posterior que se haga del agua.

Por lo que establece que el cumplimiento de los LMP serían de forma progresiva, de tal manera que deberían todos los usuarios que descargan agua residual no municipal satisfacer los LMP a más tardar el 1 de enero de 2010. También determina que los responsables de las descargas de aguas residuales que rebasen los LMP, quedan obligados a presentar un programa

de las acciones u obras a realizar para el control de la calidad de sus descargas a la Comisión Nacional del Agua, la última fecha fue el 31 de diciembre del 1999. Sin embargo, se advierte que la mayoría de los cuerpos receptores de agua en el país están contaminados.

Tabla 2.4. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos

PARÁMETROS (Miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	RÍOS				SUELO			
	Uso en riego agrícola (A)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (A)		Humedales naturales (B)	
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Materia flotante (2)	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente	ausente
Sólidos sedimentables (mL/L)	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2
Sólidos suspendidos totales	150	200	40	60	N.A.	N.A.	75	125
Demanda bioquímica de oxígeno	150	200	30	60	N.A.	N.A.	75	150
Nitrógeno total	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo total	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

Instantáneo (2) Ausente según el método de prueba definido en la NMX-AA-006. P.D.= Promedio Diario; P.M.=Promedio Mensual; N.A. = No es aplicable. (A), (B) y (C): Tipo de Cuerpo Receptor según la Ley Federal de Derechos.

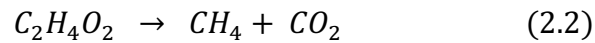
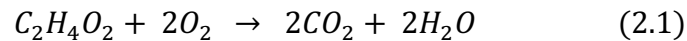
Cuando el cuerpo receptor es el suelo agrícola, no se aplican seis de los ocho parámetros básicos: temperatura, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total y fósforo total. Se consideran únicamente grasas, aceites y material flotante.

2.6 PROCESO BIOLÓGICO DE DIGESTIÓN

Los procesos de tratamientos biológicos de los materiales orgánicos se pueden clasificar en dos grupos principales; aerobios y anaerobios.

La digestión aerobia es un proceso bacteriano que ocurre en presencia del oxígeno (*reacción 2.1*). Bajo condiciones aerobias, las bacterias consumen rápidamente la materia orgánica y la convierten en dióxido de carbono. Una vez que haya una carencia de la materia orgánica, las bacterias mueren y son utilizadas como alimento por otras bacterias, mientras que la digestión anaerobia puede ser definida como un proceso biológico en ausencia de oxígeno (*reacción 2.2*), que lleva acabo la descomposición de materia orgánica mediante la conversión a metano, dióxido de carbono y otros gases tales como

hidrógeno, monóxido de carbono, nitrógeno, oxígeno, ácido sulfúrico y un residuo casi estable (Rajeshwari, 1999).



La fracción orgánica de casi cualquier forma de biomasa, incluidos los lodos de depuración, los efluentes industriales y desechos de animales se pueden degradar a través de la digestión anaerobia (Rajeshwari, 1999).

La digestión anaerobia de los diversos residuos orgánicos es una tecnología bien establecida en la cual la mayor parte de la energía es recuperada en forma de biogás (Stroot *et al.*, 2001; Zhang, 2007; Liu *et al.*, 2012), y cuyos principios se describen a continuación.

La digestión anaerobia (DA) es un proceso complejo que consta de un sistema biológico mixto en el que los materiales orgánicos tales como carbohidratos, lípidos y proteínas están siendo utilizados por microorganismos en sus actividades metabólicas normales. Se produce en cuatro etapas básicas como el resultado de la actividad de una variedad de microorganismos (Mao *et al.*, 2015; Bryant, 1971).

La digestión anaerobia de la materia orgánica es un proceso complejo que se lleva a cabo en grupos de reacciones en serie y en paralelo de las cuales se contemplan los siguientes pasos (Mao *et al.*, 2015; Von-Sperling y Lemos-Chernicharo, 2005; Mata-Alvarez, 2003), mostrados en la *Figura 2.7*:

1. Hidrólisis de polímeros de cadena larga tales como proteínas, polisacáridos y lípidos a simples monómeros orgánicos o sustancias dimericas por ejemplo: monosacáridos, disacáridos, ácidos orgánicos, aminoácidos, por microorganismos hidrolíticos. Las bacterias hidrolíticas tienen la capacidad de producir enzimas hidrolíticas, las cuales degradan compuestos solubles y no solubles de alto peso molecular.
2. Fermentación de sustancias orgánicas monomericas de aminoácidos y azúcares a H₂, formiato, CO₂, pirúvico, ácido láctico por la fermentación de las bacterias.

3. Acetogénesis u oxidación de ácidos grasos de cadena larga y alcoholes.
4. Acetogénesis de ácidos grasos de cadena corta (menos el ácido acético).
5. Homoacetogénesis y heteroacetogénesis.
6. Metanogénesis acetoclástica es la conversión de ácido acético por archaea metanogénicas acetoclásticas, las cuales tienen un tasa de crecimiento bajo (tiempo de duplicación de 24 horas).
7. Metanogénesis hidrogenotrófica es la respiración metanogénica de CO₂ por archaea metanogénicas hidrogenotróficas. Estas archaea tienen un crecimiento más rápido que las archaea metanogénicas acetoclásticas, con tiempos de duplicación de 4 a 6 horas.

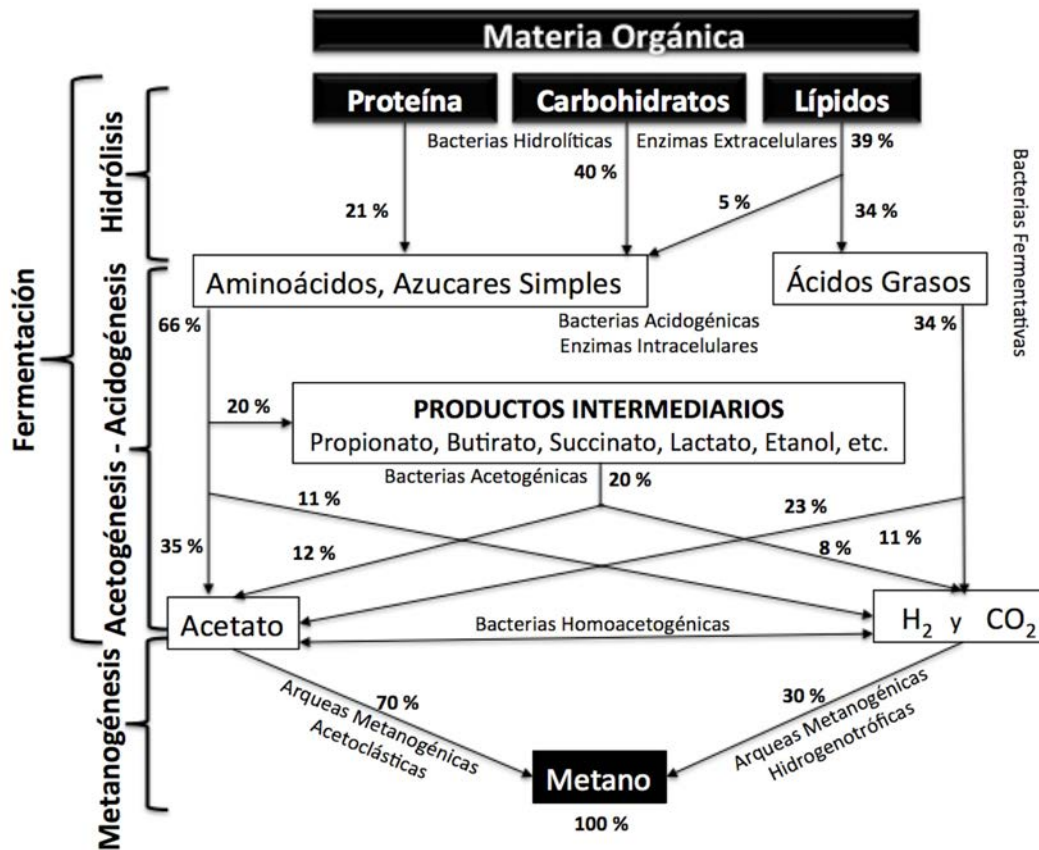


Figura 2.7 Etapas bioquímicas de la digestión anaerobia (Torres-Lozada y Pérez, 2010; Cruz-Salomón, 2014; Mao *et al.*, 2015).

De forma general las cuatro etapas básicas involucradas en la digestión anaerobia de los residuos son: 1) hidrólisis, 2) acidogénesis, 3) acetogénesis y 4) metanogénesis, a continuación se describen.

2.6.1 HIDRÓLISIS

La hidrólisis es el primer paso necesario para la degradación anaerobia de sustratos orgánicos complejos. Esta etapa incluye dos procesos, la solubilización del material particulado insoluble y la descomposición biológica de polímeros orgánicos a monómeros o dímeros, los cuales pasan a través de la membrana celular. A menudo puede ser la etapa limitante de la velocidad del proceso global, si el sustrato cuenta con alto contenido en sólidos, incluso en casos donde la fase acidogénica o metanogénica son consideradas como pasos limitantes, la hidrólisis puede afectar el conjunto del proceso (Wang, 2016; Cruz-Salomón, 2014; Vavilin *et al.*, 2008).

En esta etapa, los compuestos poliméricos son convertidos por las enzimas extracelulares a moléculas más pequeñas solubles del sustrato. La solubilización no es un proceso enzimático sino fisicoquímico. Además, esta etapa depende de muchos otros factores como el tamaño de partícula, el pH, la producción de enzimas, la difusión y absorción de enzimas a partículas, lo cual deja ver la complejidad de esta etapa (Wang, 2016; Vavilin *et al.*, 1996).

Cualquier sustrato se compone de los tres tipos básicos de macromoléculas: carbohidratos, lípidos y proteínas (Pavlostathis y Giraldo, 1991). La hidrólisis de cada tipo de compuesto se realiza por diferentes grupos enzimáticos.

- **Carbohidratos.** Los principales componentes de este grupo son la lignina, la hemicelulosa y la celulosa. La lignina es un material altamente refractario a la degradación anaerobia, afectando también a la biodegradabilidad de la celulosa, hemicelulosa y de otros polímeros, convirtiéndose su degradación en el proceso limitante de la velocidad de hidrólisis y, por tanto, de la degradación anaerobia de determinados sustratos (Cruz-Salomón, 2014; Rincón-Acelas, 2008).
- **Proteínas.** En la degradación anaerobia las proteínas sirven como fuente de carbono y energía para el desarrollo bacteriano y, adicionalmente, el amoníaco que se desprende en la hidrólisis de proteínas sirve como la principal fuente de nitrógeno para el desarrollo de la biomasa. Las proteínas son solubles en agua y su hidrólisis es

realizada por enzimas extracelulares (proteasas) en polipéptidos, aminoácidos, amoníaco y dióxido de carbono y es más lenta que la hidrólisis de carbohidratos. Las bacterias con actividad proteolítica son en su mayoría especies de los géneros *Clostridium*, *Pectococcus*, *Blidobacterium* y *Staphylococcus* (Cruz-Salomón, 2014; Rincón-Acelas, 2008; Campos, 2001).

Datos publicados por Pavlostathis y Giraldo (1991) indican que la degradación de aminoácidos, producto de la hidrólisis de proteínas, es muy rápida y, así, la etapa limitante de la degradación anaerobia de proteínas es la hidrólisis (Rincón-Acelas, 2008).

- **Lípidos.** La hidrólisis dependerá de la solubilidad del ácido, la cual a su vez es función del pH. Por tanto, a altos valores de pH la solubilidad aumenta y a bajos valores disminuye, por lo que la hidrólisis se comportará de igual manera. En ambientes anaerobios, los ésteres del glicerol son hidrolizados liberando los ácidos grasos. El glicerol, la lactosa, la colina y otros componentes también son liberados durante la hidrólisis y, posteriormente, degradados a ácidos grasos volátiles por acción de las bacterias “fermentativas”. Sin embargo, los ácidos grasos volátiles no son degradados por las bacterias “fermentativas” y solamente en algunos casos los ácidos grasos insaturados pueden ser hidrogenados. En los digestores o reactores anaerobios y en sedimentos acuáticos donde el tiempo de retención y el de residencia son largos, los ácidos grasos son oxidados por las bacterias sintróficas productoras de H₂ a acetato mediante la vía de la β – oxidación (Cruz-Salomón, 2014; Rincón-Acelas, 2008).

Las reacciones hidrolíticas generalmente limitan la cantidad de metano producido durante la digestión anaerobia de la biomasa (Chynoweth *et al.*, 1987).

2.6.2 ACIDOGÉNESIS

La acidogénesis es la etapa en donde la materia orgánica disuelta es biodegradada a ácidos grasos volátiles (ácido acético, propiónico, butírico), hidrógeno, dióxido de carbono y alcoholes por una población bacteriana

heterogénea. La especie dominante son las bacterias acetogénicas aunque se han reportado pequeñas poblaciones de protozoos y fungí. Estas bacterias son consideradas de proliferación rápida, tiempo de duplicación mínimo de 30 minutos (Mussati *et al.*, 1999) y la reacción preferida por estas bacterias es la que conduce a ácido acético; las otras reacciones son las respuestas de las bacterias a la acumulación de hidrógeno durante las perturbaciones de carga al sistema produciendo también ácido propiónico, ácido butírico y etanol (Cruz-Salomón, 2014; Rincón-Acelas, 2008; Chynoweth *et al.*, 1987).

2.6.3 ACETOGÉNESIS

Mientras que algunos productos de la degradación pueden ser metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (H_2 y acetato), otros (valerato, butirato, propionato, algunos aminoácidos, etc.) necesitan ser transformados en productos más sencillos, acetato e hidrógeno, a través de las bacterias acetogénicas que son el vínculo vital entre la hidrólisis/acidogénesis y la producción de metano en la digestión anaerobia. Los procesos acetogénicos son energéticamente difíciles, por lo que necesitan ser auxiliados por archaeas metanogénicas u otros organismos consumidores de hidrógeno ya que la energía libre de la reacción depende de la presión parcial del hidrógeno en el medio. Un tipo especial de microorganismos acetogénicos, son los llamados homoacetogénicos, que consumen H_2 y CO_2 , y producen acetato (Cruz-Salomón, 2014; Rincón-Acelas, 2008; Campos, 2001).

Esta etapa proporciona los dos principales sustratos para el último paso en la conversión metanogénica del material orgánico, el hidrógeno y el acetato. Tanto la acidogénesis y acetogénesis producen los sustratos para la etapa metanogénica, el acetato y H_2-CO_2 . La distinción importante entre estos dos tipos de microorganismos es que las bacterias fermentadoras tienen la posibilidad de utilizar varios aceptores de electrones para la eliminación de estos. La acetogénesis es un obligado protón-reductor y pueden utilizar protones sólo como aceptores de electrones y sólo cuando la concentración de H_2 es baja. A concentraciones muy bajas de H_2 , sin embargo, la metanogénesis de H_2 y CO_2 se vuelve desfavorable (Chynoweth *et al.*, 1987). Las oxidaciones catalizadas por reductores de protones obligados, producen sólo pequeñas cantidades de energía, siempre que la concentración del hidrógeno producido

se mantenga baja (Cruz-Salomón, 2014; Rincón-Acelas, 2008; Zehnder, 1988).

2.6.4 METANOGENÉISIS

La metanogénesis es la última etapa del proceso de la digestión anaeróbica. Los dos principales productos intermedios que utiliza esta etapa son el acetato y $\text{CO}_2\text{-H}_2$. Aproximadamente el 70% del metano proviene de la fermentación del acetato y el resto de la reducción de emisiones de CO_2 a CH_4 . En esta etapa los microorganismos son archaeas estrictamente anaerobias. Sin embargo, existen marcadas diferencias en la sensibilidad de oxígeno entre la producción de metano. El potencial de oxidación-reducción que se requiera para la producción de metano puede ser tan bajo como -300 mV o incluso inferior (Cruz-Salomón, 2014; Ferrer y Pérez, 2010; Rincón-Acelas, 2008).

En presencia de aceptores de electrones tales como óxidos de metal [Fe (OH), MnO_2], óxidos de nitrógeno (NO_3 , NO_2), o compuestos de azufre oxidado (SO_4 , SO_3), la metanogénesis puede ser inhibida y/o alterada (Zehnder *et al.*, 1988). Las archaeas metanogénicas son más sensibles a los cambios de temperatura que otros organismos presentes en el digestor. Esto es debido a la tasa de crecimiento más rápido de los otros grupos, tales como acetógenos, que pueden alcanzar catabolismo sustancial, incluso a baja temperatura. El amoníaco actúa como un potente inhibidor de la formación de metano a partir de H_2 y CO_2 . Sólo tiene un efecto menor en la formación de metano a partir de acetato. La inhibición de consumo de hidrógeno conduce a una inhibición de la degradación propionato, que actúa como un inhibidor de los metanógenos que consumen acetato (Cruz-Salomón, 2014; Ferrer y Pérez, 2010; Rincón-Acelas, 2008; Wiegant y Zeeman, 1986).

Las archaeas metanogénicas son las responsables de la formación de metano a partir de substratos monocarbonosos o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H_2 , CO_2 , formiato, metanol y algunas metilaminas. Los organismos metanogénicos se clasifican dentro del dominio Archaea y, morfológicamente, pueden ser bacilos cortos y largos, cocos de varias ordenaciones celulares, células en forma de placas y metanógenos filamentosos, existiendo tanto Gram positivos como Gram negativos (Cruz-Salomón, 2014; Campos, 2001).

Existen dos grandes grupos de archaeas metanogénicas, las denominadas acetoclásticas y las que utilizan el hidrógeno (hidrogenotróficas). Las bacterias acetoclásticas convierten el ácido acético en dióxido de carbono y metano. Éstas se desarrollan muy lentamente e influyen apreciablemente en el pH del sistema por eliminación de ácido acético y formación de dióxido de carbono (Cruz-Salomón, 2014; Rincón-Acelas, 2008; Campos, 2001).

Las bacterias metanogénicas que utilizan hidrógeno (hidrogenotróficas) actúan convirtiendo el hidrógeno y el dióxido de carbono a metano. Éstas controlan el potencial redox del proceso. Las trazas de hidrógeno que quedan en el medio regulan la velocidad total de producción de ácidos por las bacterias acidogénicas y la composición de la mezcla formada. El hidrógeno también controla la velocidad a la cual los ácidos propiónico y butírico son convertidos a ácido acético; en definitiva, regulan la formación de ácidos volátiles (Cruz-Salomón, 2014).

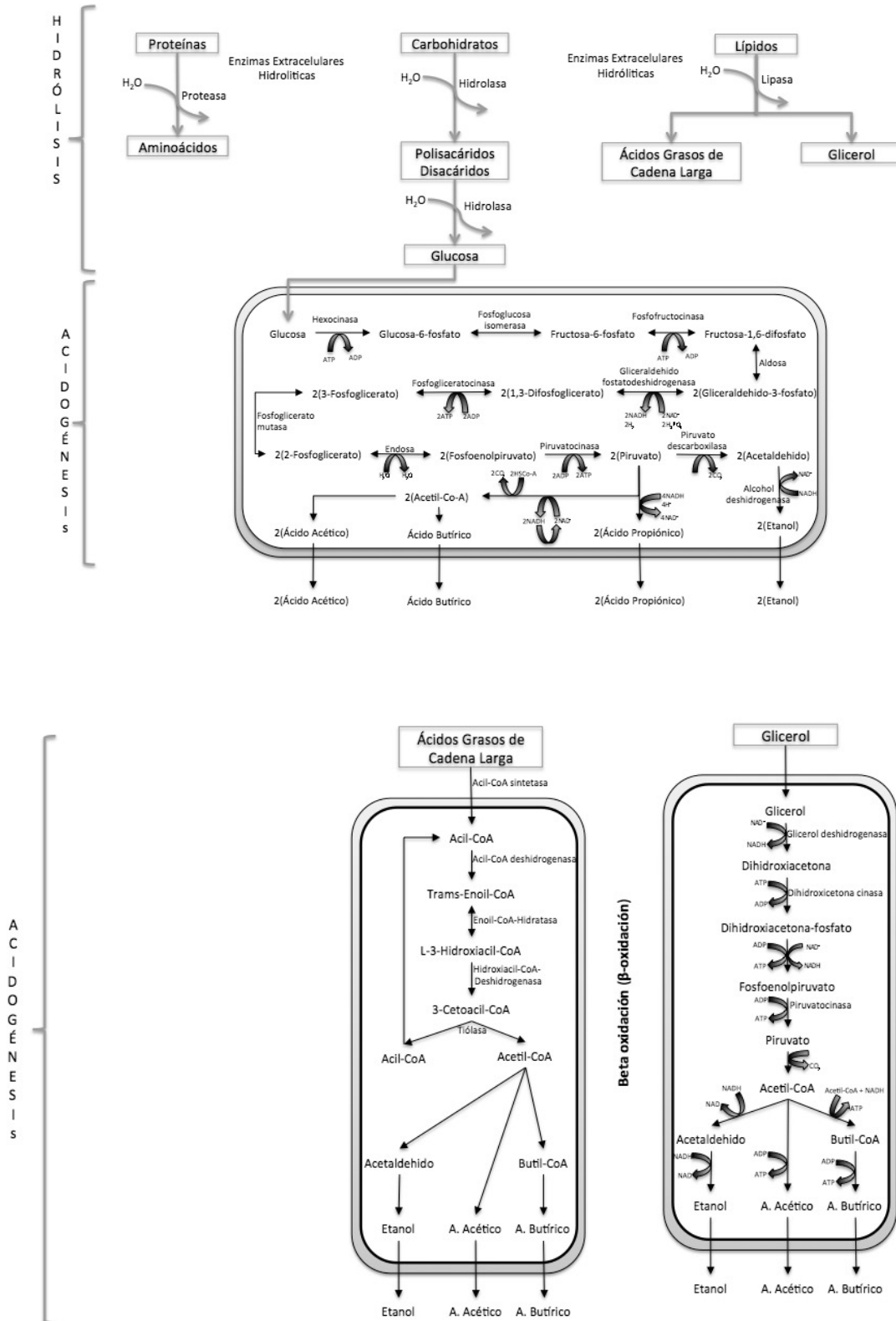
Aunque la reducción del dióxido de carbono a metano usualmente depende del hidrógeno molecular (H_2), otros compuestos (acetato, formiato, monóxido de carbono, alcoholes, etc.) también pueden actuar como donadores de electrones para la reducción del CO_2 (Cruz-Salomón, 2014; Ferrer y Pérez, 2010; Rincón-Acelas, 2008).

En la metanogénesis el CO_2 es activado por la enzima que contiene metanofurano (MF) y reducido a formilo, luego éste se transfiere a la enzima que tiene metanopterina (MP), aquí se produce una molécula de agua y lo reduce a metileno, posteriormente lo vuelve a reducir a metilo. El grupo metilo es transferido a la enzima CoM para formar metil-CoM y reducirse finalmente a metano por la acción del complejo enzimático metil reductasa donde participan activamente F_{430} y CoB. La F_{430} quita el CH_3 del CH_3 -CoM y forma el complejo Ni^{2+} - CH_3 que es reducido por los electrones aportados por el complejo unido por puentes disulfuro CoM-S-S-CoB; para mayor ilustración ver la *Figura 2.8* (Ferrer y Pérez, 2010; Madigan *et al.*, 2003).

La enzima que contiene F_{430} genera una fuerza motriz protónica capaz de generar ATP, además de las reducciones asociadas a la enzima heterodisulfuro reductasa que generan reacciones exergónicas y extrusiones a

través de la membrana celular (Madigan *et al.*, 2003).

En la *Figura 2.8* se muestra la integración metabólica del proceso de la DA, donde cabe acotar que el esquema no deja de ser un modelo que pretende representar aproximadamente los mecanismos reales de la DA.



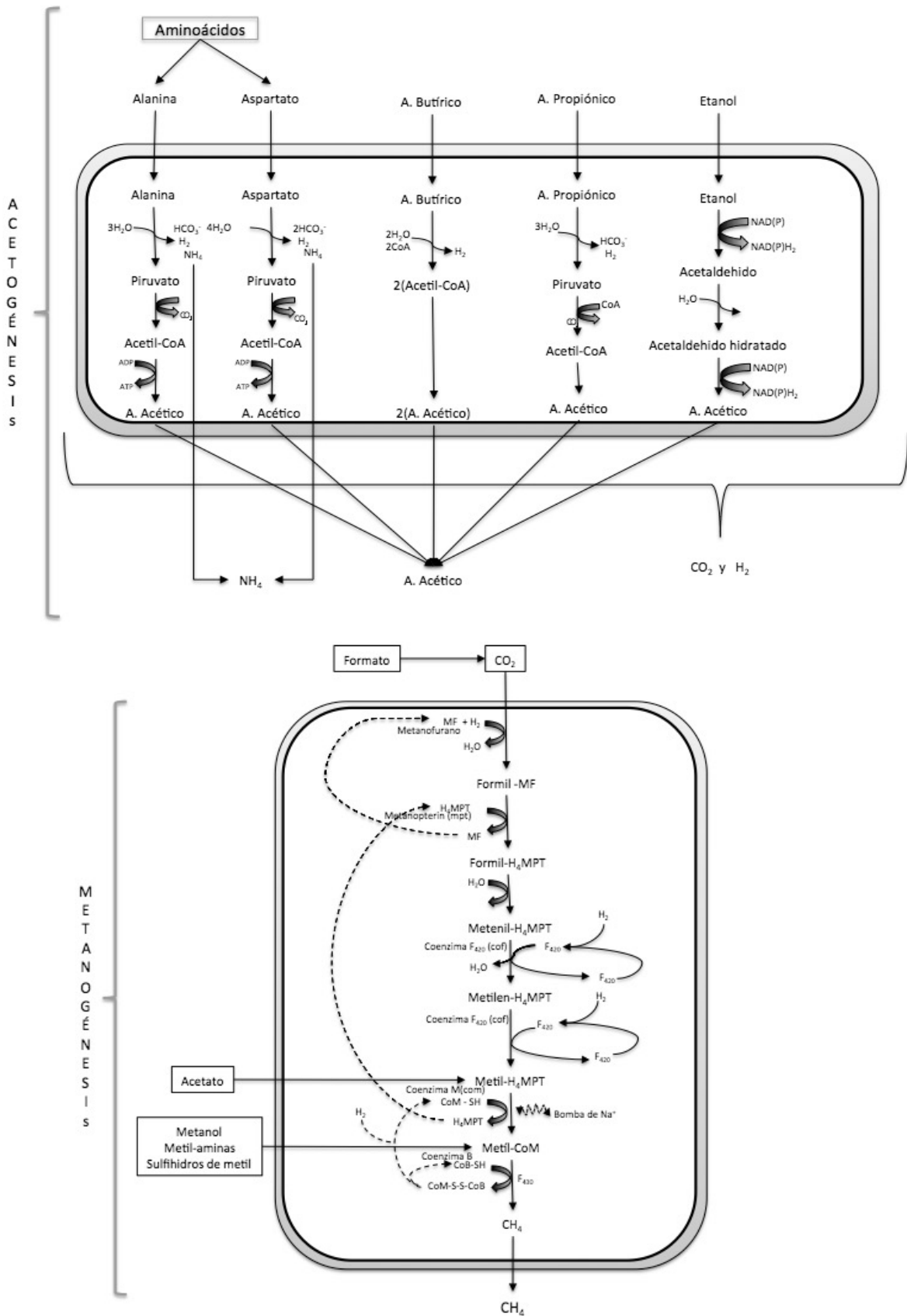


Figura 2.8 Integración metabólica del proceso de la digestión anaerobia

Fuente: Cruz-Salomón, 2014.

2.7 MICROBIOLOGÍA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

En una aproximación general se pueden diferenciar los siguientes tipos de microorganismos en el proceso:

- *Bacterias “fermentativas” o hidrolíticas*: la materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos a menos que se hidrolicen en compuestos solubles, que puedan atravesar la membrana celular. La hidrólisis es, por tanto, el primer paso necesario para la degradación anaerobia de substratos orgánicos complejos. La hidrólisis de estas partículas orgánicas es llevada a cabo por enzimas extracelulares excretadas por las bacterias “fermentativas”. Como resultado se producen compuestos solubles, que serán metabolizados por las bacterias anaerobias en el interior de las células (Weiland, 2010; Pavlostathis y Giraldo, 1991). Las bacterias que llevan a cabo estas reacciones son anaerobias facultativas y los géneros más frecuentes que llevan a cabo estas reacciones son los miembros de la familia *Enterobacteriaceae*, además de los géneros: *Bacillus*, *Peptostreptococcus*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus* y *Clostridium* (Cruz-Salomón, 2014; Díaz *et al.*, 2002).
- *Bacterias acidogénicas* (formadoras de ácido): este tipo de bacterias utilizan la glucosa para generar una mezcla de ácido propiónico, acético y butírico además de hidrógeno y CO₂. Tienen tasas de reproducción altas con velocidades de duplicación de 30 minutos. Algunos de los microorganismos presentes en esta etapas son del género *Clostridium* y *Propionibacterium* (Weiland, 2010; Pavlostathis y Giraldo, 1991).
- *Bacterias acetogénicas*: son las encargadas de convertir los ácidos propiónico y butírico en acético además de hidrógeno y CO₂. Su proliferación es relativamente lenta (tiempo de duplicación de 1.5 a 4 días). Representantes de los microorganismos acetogénicos son *Syntrophomonas wolfei*, *Syntrophomonas sapovarans*, *Syntrophospora bryantii*, *Syntrophus buswellii* y *Syntrophobacter wolinii*, todos representantes de un grupo denominado organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno (OHPA, por sus siglas en inglés).

De la misma forma se encuentran las bacterias homo-acetogénicas las cuales son anaerobias obligadas y utilizan el CO_2 como aceptor final de electrones y tienen al acetato como único producto final de la degradación (Cruz-Salomón, 2014; Díaz *et al.*, 2002).

- Archaeas metanogénicas: pertenecen al Phylum *Euryarchaeota* (Maidak *et al.*, 1996). Dicho Phylum ocupa ambientes anaerobios. Generalmente se reproducen por fisión, como la mayoría de las bacterias y su único modo de obtener energía es mediante la formación de CH_4 (Forterre y Pouliquen, 2002). Fenotípicamente, son muy semejantes a las bacterias sulfato reductoras, ya que miden entre 0.5 a 8 μm de largo y presentan características morfológicas parecidas, como barras alargadas o cortas, cocos, cocos lanceolados, con una apariencia de discos, triangulares, cuadrados o en espiral (Cruz-Salomón, 2014). Las archaeas metanogénicas son anaerobias estrictas, producen metano como principal producto del mecanismo energético. Se dividen principalmente de acuerdo con el tipo de metanogénesis llevada a cabo, en acetoclásticas e hidrogenotróficas (Weiland, 2010).

Tienen un desarrollo lento en su proliferación (de aproximadamente 2 a 3 días), poseen gran influencia en los cambios de pH, debido a la eliminación de ácido acético, ya que a menor acidez en el pH, mayor producción de metano. Las hidrogenotróficas controlan el potencial de oxidación-reducción (redox) del proceso, al igual que la formación de ácidos grasos volátiles. Así mismo, consumen hidrógeno y ácido fórmico para la formación de metano (Rincón-Acelas, 2008).

Como se mencionó, las archaeas metanogénicas pertenecen al Phylum *Euryarchaeota*. Dentro de éste, se abarca un amplio rango ecológico. Por este motivo, solamente se nombrará alguna de las más representativas. Dentro de dicho Phylum, se encuentra la Clase *Metanobacteria*, dividida dentro del Orden *Methanobacteriales* que, a su vez, está subdividida en la Familia llamada *Methanobacteriaceae*. Ésta se ramifica y comprende al género *Methanobacterium*. Dicho género obtiene su energía a través de substratos mono-carbonosos, como el acetato de sodio, H_2 , CO_2 , formiato de sodio, metanol y algunas

metilaminas. A partir de la oxidación de dichos compuestos se generan gases, la mayoría metano. Es por este motivo que a estos microorganismos se le denomina con el nombre de Archaeas metanogénicas. Dentro de este género se encuentran diversas especies, tales como: *bryantii*, *alcaliphilum*, *espanolense*, *barkeri*, *mazei*, *soehngeni*, *subterraneum*, *uliginosum*, *formicicum*, *wolfeii*, e *ivanov* (Cruz-Salomón, 2014; Weiland, 2010; Bergey, 2005).

2.8 BIORREACTOR ANAEROBIO DE LECHO GRANULAR EXPANDIDO

Para poder llevar a cabo la digestión anaerobia y aprovechar los residuo líquidos se utilizan biorreactores también llamados digestores anaerobios o fermentadores, los cuales son clasificados de acuerdo al grado de complejidad y al nivel de evolución que presentan. Dentro de los cuales destaca el biorreactor de tercera generación anaerobio de lecho granular expandido. El biorreactor EGSB (Expanded Granular Sludge Bed por sus siglas en ingles) *Figura 2.9*, se considera una variación avanzada del biorreactor UASB (Sant'Anna 2010; Kato *et al.*, 2001).

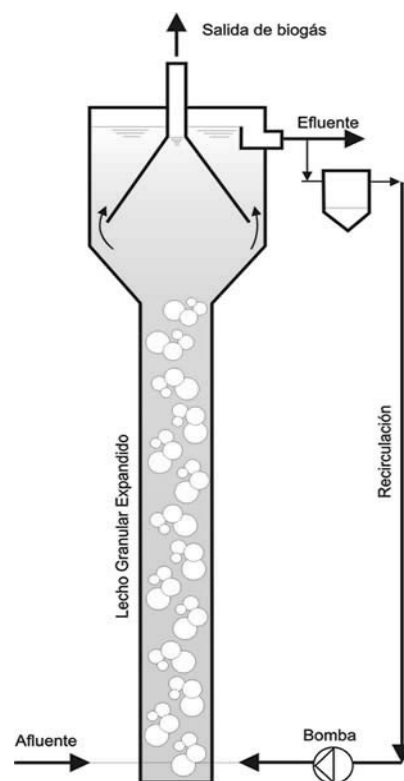


Figura 2.9 Esquema de un biorreactor EGSB

Este biorreactor no posee ningún medio de soporte, su lodo granular tiene una alta densidad, lo cual facilita una elevada velocidad ascensional, lo que permite una mayor expansión del lodo, facilitando un mejor contacto biomasa-agua residual. Estos a su vez están compuestos básicamente por un lecho expandido y un separador trifásico. Una característica que, la mayoría de las veces, los hace diferentes de los biorreactores UASB, es la presencia de recirculación del medio, que, según Sant'Anna (2010), ayuda a diluir sustancias biodegradables pero inhibitorias o tóxicas, originalmente presentes en el efluente a tratar.

Este biorreactor tiene una mayor relación altura/diámetro (> 10), lo que permite la aplicación de velocidades más altas, alcanzando valores de 8 m/h o incluso superiores (hasta 30 m/h). Industrialmente, los biorreactores EGSB tienen alturas en el rango entre 7m - 24m (Chamy *et al.*, 2003). Debido a la aplicación de velocidades más altas en los biorreactores EGSB, hay una mayor expansión del medio (alturas de lecho de lodo de hasta el 60% de la altura total del reactor), proporcionando un mayor contacto de biomasa-efluente, que puede afectar positivamente al aumento en la eficiencia del tratamiento (Kato *et al.*, 2001; López y Borzacconi, 2011).

Otro factor importante, es el que se refiere al contacto del agua residual en el influente, con la biomasa presente en el reactor; ya que si este contacto es poco eficiente, la transferencia de masa será pobre y no se conseguirá utilizar, todo el potencial de la actividad metanogénica específica de la biomasa activa, presente en el biorreactor y la tasa de estabilización de la materia orgánica soluble presente en el agua residual, estará muy por debajo de los valores teóricos estimados.

El biogás formado en la degradación anaerobia se adhiere a los flóculos o partículas biológicas o causa circulación interna para promover la formación de más flóculos. El gas libre y las partículas con gas adherido se elevan hacia la parte superior del reactor, chocando con las pantallas desgasificadoras para que el gas se libere. Los flóculos desgasificados caen de nuevo sobre la superficie del manto o lecho de lodos y el gas libre se captura en los domos localizados en la parte superior del reactor. La porción líquida fluye al

sedimentador donde se separan los sólidos residuales del líquido. Un separador gas-sólido-líquido en la parte superior, impide la salida de los sólidos del reactor, separándolos del gas producido y del efluente líquido (Conil, 2006).

La tecnología del tratamiento anaerobio del biorreactor EGSB, está siendo rápidamente aceptado para tratamiento industrial de aguas residuales que no cumplen con las regulaciones ambientales para descarga directa a cuerpos receptores por su elevada DQO, bajo pH y presencia de sólidos en suspensión, además de sus grandes volúmenes (van Lier, 2008).

En la *Tabla 2.5*, se muestran de manera general cuales son las ventajas y desventajas de un biorreactor de lecho fluidizado.

Tabla 2.5 Ventajas y desventajas del biorreactor de lecho fluidizado

VENTAJAS	
Modo de Operación	La operación puede llegar a ser continua, semi-continua o tipo batch. Lo cual hace del biorreactor de lecho fluidizado una alternativa versátil.
Temperatura	A lo largo del lecho, se encuentra uniformidad en la temperatura, lo que permite su control y se evita la formación de puntos calientes en algunas partes del biorreactor.
Desempeño Químico	El uso de partículas pequeñas genera una menor resistencia a la difusión del poro, teniendo como consecuencia una mayor eficiencia y así utilizar menos catalizador. El catalizador o el medio inerte que es fluidizado, puede ser fácilmente reemplazado.
Mezclado de Partículas	Hay mejor contacto entre el sólido y el fluido evitando gradientes de concentraciones, asegurando así una mayor eficiencia.
Control	El biorreactor funciona de manera continua y se puede controlar de manera automática.
DESVENTAJAS	
Expansión del lecho	Una expansión del lecho muy alta, aumenta la dimensión del biorreactor incrementando los costos de capital.
Estudio del comportamiento hidrodinámico	Puede resultar complicado el modelamiento del biorreactor generando ciertas incertidumbres sobre su desempeño al momento de escalar el proceso.
Condiciones Mecánicas	La abrasión causa erosión de tuberías y accesorios.

Fuente: Levenspiel, 1986; Trambouze *et al.*, 1988; Nicolella *et al.*, 2000.

2.9 FACTORES QUE AFECTAN EL RENDIMIENTO DEL BIORREACTOR

Hay una serie de factores que afectan el rendimiento del biorreactor: las características del sustrato, la distribución del tamaño de partícula, la configuración del biorreactor y los parámetros operativos como tiempo de retención hidráulica (TRH), tiempo de retención de lodo (TRS), velocidad de

flujo ascendente (V_{up}), la tasa de carga orgánica (OLR) y los factores ambientales, como la temperatura y el pH.

2.9.1 pH

El pH afecta directamente el funcionamiento del biorreactor, el proceso digestivo y los productos generados. El rango de pH ideal para la digestión anaerobia se ha reportado en un rango de 6.7-7.4. Esto debido a que los microorganismos responsables de la digestión anaerobia son hidrolíticas, bacterias acidógenas y arqueas metanogénicas. Las bacterias productoras de ácido comúnmente toleran un pH bajo, pero el rango de pH óptimo es 5-6. Las arqueas metanogénicas funcionan bien en un rango de pH de 6.8-7.4 (Mao *et al.*, 2015). Si el biorreactor sale de 6-8, la actividad de las arqueas metanogénicas se reduce y estas causan una influencia negativa en el rendimiento del biorreactor (Kaviyarasan, 2014). Los valores de pH por debajo de 6 (pueden resultar de la producción de ácidos en la acidogénesis) también causan inhibición de la actividad de las arqueas y los valores de pH superiores a 8 (pueden resultar de la producción de amoníaco durante la degradación de proteínas) también tienen un efecto inhibitor (Chen *et al.*, 2008).

2.9.2 TEMPERATURA

La temperatura juega un papel clave en el proceso anaerobio en la tecnología EGSB, para mejorar la capacidad de los microorganismos para producir biogás y eliminar la materia orgánica en la digestión (Kaviyarasan, 2014). Si la temperatura no es adecuada, algunas operaciones podrían verse afectadas por el funcionamiento del biorreactor, como la conversión, la cinética, la estabilidad, la calidad del efluente y, en consecuencia, la producción de metano del proceso (Sánchez *et al.*, 2001).

2.9.3 TIEMPO DE RETENCIÓN (TR)

El tiempo de retención es el tiempo requerido para completar la degradación de la materia orgánica. Se asocia con la tasa de crecimiento microbiano y depende de la temperatura del proceso, la OLR y la composición del sustrato. Existen dos tipos importantes de tiempo de retención: Tiempo de retención de lodos (TRS), que se define como el tiempo promedio que las

bacterias (sólidos) pasan en un biorreactor, y el tiempo de retención hidráulico (TRH) que se define como el tiempo de residencia de las aguas residuales en el sistema (Ekama y Wentzel, 2008).

2.9.3.1 TIEMPO DE RETENCIÓN DEL LODO (TRS)

El TRS es el parámetro clave que afecta las propiedades bioquímicas y físicas del lodo (Halalsheh *et al.*, 2005). El éxito de los biorreactores EGSB depende principalmente del tiempo de retención del lodo (TRS), que es el factor clave que determina la cantidad máxima de hidrólisis y metanogénesis en un sistema EGSB a ciertas condiciones de temperatura (Abdelgadir *et al.*, 2014). Para retener una cantidad suficiente de metanógenos en la biopelícula del biorreactor, es necesario mantener el TRS por encima del tiempo de duplicación de los metanógenos. Esto conduce a la formación de lodo granular con un nivel suficiente de archaeas metanogénicas. Por lo general, la TRS debe mantenerse de 2 a 3 veces por encima del tiempo de duplicación bacteriana para lograr un biorreactor de operación estable.

2.9.3.2 TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO (TRH)

El TRH también conocido como tiempo de residencia hidráulica es una medida del tiempo promedio que un compuesto soluble permanece en un biorreactor construido. El TRH es considerado como un parámetro de operación importante, que controla el rendimiento del biorreactor EGSB. Un TRH muy largo afectará adversamente el proceso de granulación de los lodos en el biorreactor EGSB y un TRH muy corto es desventajoso debido al hecho de que la biomasa puede desplazarse con los efluentes, generando lavado celular (Kaviyarasan, 2014). La obtención de una HRT efectiva depende de la composición del sustrato y la OLR; típicamente, son necesarios un par de días o semanas (Mao *et al.*, 2015).

2.9.4 CARGA ORGÁNICA VOLUMÉTRICA (OLR)

El OLR es otro parámetro importante para controlar el rendimiento del biorreactor EGSB. El aumento de OLR causará un problema de operación, por lo que el OLR es un factor importante para la eliminación de la DQO (Kaviyarasan, 2014). El OLR representa la cantidad de sólidos volátiles

alimentados a un digestor por día bajo alimentación continua. Al aumentar el OLR, el rendimiento de biogás aumenta hasta cierto punto, pero el equilibrio y la productividad del proceso de digestión también pueden verse enormemente alterados. Agregar diariamente un gran volumen de material nuevo puede provocar cambios en el entorno del biorreactor e inhibir temporalmente la actividad bacteriana durante las primeras etapas de la fermentación. Esta inhibición bacteriana se produce debido a una OLR extremadamente alta que conduce a una mayor actividad bacteriana de hidrólisis/acidogénesis que la actividad bacteriana de la metanogénesis y, por lo tanto, aumenta la producción de ácidos grasos volátiles (AGV), lo que finalmente conduce a una acidificación irreversible. Después de eso, el pH del biorreactor disminuye, y el proceso de hidrólisis se inhibe de modo que las archaeas metanogénicas restringidas no pueden convertir tanto AGV en metano. Por lo tanto, el biorreactor comienza a funcionar mal (Mao *et al.*, 2015; Gou *et al.*, 2014).

2.9.5 VELOCIDAD DE FLUJO ASCENDENTE (V_{up})

La velocidad de flujo ascendente es otro factor que afecta la eficiencia de los biorreactores con este tipo de flujo (Wiegant, 2001). La V_{up} afecta la retención del lodo, ya que se basa principalmente en las características de sedimentación de los lodo agregados. Además de eso, la velocidad de flujo podría ser un factor limitante con respecto al volumen del biorreactor requerido para tratar las aguas residuales con muy baja concentración de carga orgánica y aguas residuales con un alto contenido de sólidos en suspensión (Wiegant, 2001). La V_{up} tiene dos efectos opuestos: en primer lugar, al aumentar la velocidad de flujo ascendente, la tasa de colisión o choque aumenta (entre las partículas de agua afluyente y las partículas que forman el manto o lecho de lodo), así como el área de contacto entre las partículas en suspensión y el lodo, y por lo tanto puede mejorar la eficiencia de eliminación; por otro lado, al aumentar el V_{up} , puede aumentar la fuerza de corte hidráulico, lo que contrarresta el mecanismo de eliminación por exceder la velocidad de sedimentación de la mayoría de las partículas y, en consecuencia, empeora la eficiencia de eliminación (Mahmoud *et al.*, 2003; Iñiguez-Covarrubias y Camacho- López, 2011).

CAPÍTULO III

JUSTIFICACIÓN

Hoy en día la escasez mundial de agua y el aumento exponencial de la población mundial, afectan a la calidad y a la disponibilidad de este recurso natural y es una de las mayores amenazas para el desarrollo sustentable de algunas regiones.

Por tal razón se han desarrollado nuevas y más estrictas legislaciones en materia de tratamiento de aguas residuales, por lo que se hace necesaria la utilización y mejora de tecnologías no convencionales que eviten los problemas ambientales asociados a las técnicas de gestión tradicionales, siendo un reto de suma importancia ecológica, social y económica.

Los residuos agroindustriales presentan, en la mayoría de los casos, una elevada carga orgánica, provocando impactos ambientales tales como malos olores, anoxia, eutrofización, acidificación, sodicidad, generación de gases de efecto invernadero, percolación de lixiviados, etc., por lo que deben de ser tratados adecuadamente.

En este sentido, las principales agroindustrias presentes en el estado de Chiapas dentro de las que podemos destacar el sector cafetalero, lácteo y azucarero, no son la excepción y se caracterizan por un consumo intensivo de agua y una producción elevada de aguas residuales, las cuales son vertidas a los cuerpos de agua superficiales sin tratamiento.

Por tal razón, estas aguas residuales son uno de los principales problemas ambientales que estas agroindustrias afrontan, puesto que la producción de ABHC, lactosuero y vinazas en México es aproximadamente 14 – 15 millones de metros cúbicos, 1 millón de metros cúbicos y 1.5 millones de metros cúbicos por año respectivamente. Esto hace que estas agroindustrias, además de consumir grandes cantidades de agua, que es un recurso limitado en el país, contaminen las cuencas, que es donde generalmente arrojan sus efluentes.

Estos efluentes modificarían el ecosistema y la vida acuática del cuerpo de agua receptor, por tal razón, si la población habita cerca de la cuenca y basa su economía y alimentación en el consumo de las especies provenientes

de estos cuerpos de agua, tendrá que modificar su estilo de vida puesto que estos efluentes vertidos generarían la modificación del ecosistema y la muerte de la vida acuática. Lo que traería como consecuencia problemas de salud y económicos en la población.

Sin embargo, si a estos efluentes agroindustriales se les propicia un tratamiento eficiente como la biometanización, esta permitirá tratar, de manera individual o conjunta, dichos residuos, con la ventaja adicional de reducir su contenido en materia orgánica, transformándola principalmente en metano, que es un compuesto de elevado poder calorífico cuya combustión no contribuye al efecto invernadero cuando procede de recursos renovables. El rendimiento en la producción de metano y/o la estabilidad de dicho tratamiento microbiológico pueden ser mejorados mediante la aplicación de biorreactores anaerobio de lecho granular expandido (EGSB), los cuales por su menor costo de implantación y mantenimiento, reducida producción de lodos excedentes, bajo consumo de energía eléctrica y simplicidad del funcionamiento, así como una eficiencia en la purificación de los efluentes de alta carga orgánica y una producción alta de biogás, representa una tecnología idónea para el tratamiento de estos efluentes, aprovechando así estos residuo agroindustriales.

A su vez el biogás producido puede ser implementado al procesos de producción en las respectivas agroindustrias, las cuales disminuiría su costo de producción, disminuiría el consumo de insumos y aumentarían su ganancia.

El tratamiento de estos efluentes y la utilización del subproducto generado por este tratamiento, facilitaría que el producto de interés para la agroindustria cumpliera con los estatutos internacionales de responsabilidad social, el cual facilitaría su exportación ya que sería una empresa socialmente responsable y sustentable.

HIPÓTESIS

Para dar solución a la problemática antes planteada, se proponen las siguiente hipótesis de investigación:

- ☞ El biorreactor EGSB permitirá la remoción mayor al 80% de la materia orgánica presente en las aguas residuales del despulpe del beneficio húmedo del café, lactosuero y vinazas e incrementara la producción de biogás con una composición mayor al 60% en metano en comparación con los sistemas tradicionales.

OBJETIVOS

A partir de la definición preliminar de la concepción metodológica de la investigación, y para dar respuesta a la hipótesis de investigación, se plantea el siguiente objetivo general de investigación:

5. 1. Objetivo General

Diseñar biorreactores EGSB para tratar efluentes de las principales agroindustrias del estado de Chiapas, con la finalidad de mitigar el efecto contaminante que estos emiten al ser descargados al medio ambiente, generando a su vez un bioenergético (biogás) con valor agregado, el cual será evaluado para determinar su calidad.

5. 2. Objetivos Específicos

1. Caracterizar fisicoquímicamente las aguas residuales agroindustriales (influentes), para ser evaluadas como sustrato en la digestión anaerobia.
2. Estandarizar los inóculos anaerobios (lodos PTAR) en biorreactores batch, para cada uno de los influentes e inocular a los biorreactores EGSB cuando se genere el mayor porcentaje de remoción de la materia orgánica en el menor tiempo.
3. Diseñar y construir tres biorreactores anaerobios de lecho granular expandido (EGSB) a escala laboratorio para evaluar su comportamiento, estabilidad y eficiencia.
4. Caracterizar fisicoquímicamente a los efluentes líquidos; cuantificar y caracterizar a los efluentes gaseosos de los biorreactores EGSB para determinar la eficiencia de estos.

CAPÍTULO IV

Después de realizado el análisis del estado del arte, a continuación se exponen los materiales y metodologías utilizadas para corroborar la hipótesis planteada anteriormente y alcázar los objetivos de esta investigación.

METODOLOGÍA

El proyecto de investigación se llevó a cabo en los laboratorios de la facultad de Ingeniería Ambiental de la Universidad de Ciencias y Artes Chiapas, en los laboratorios de investigación del Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez y en los laboratorios del Polo Tecnológico Nacional para el Desarrollo de Investigación y Pruebas Analíticas en Biocombustibles, en el estado de Chiapas.

4.1 OBTENCIÓN DE LA MATERIA PRIMA

Las materias primas utilizadas fueron:

Las aguas del beneficio húmedo del café, las cuales fueron recolectadas en el periodo Noviembre del 2014 a Enero del 2015, del rancho cerro brujo, en la colonia Hermenegildo Galeana, municipio de Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas y en el periodo Octubre-Noviembre del 2016 de la Finca Nueva Linda, ubicada en el municipio de la Concordia, Chiapas.

El lactosuero fue recolectado en el periodo Enero-Febrero del 2015 y Agosto-Septiembre del 2016, empleando los efluentes vertidos por la empresa Lácteos Blanquita, ubicada en el municipio de Ocozocoautla de Espinosa, Chiapas.

Las vinazas en esta investigación fueron recolectadas en el periodo Enero-Febrero del 2015 y Octubre-Noviembre del 2016, las cuales provendrán del Ingenio Pujiltic, localizado en San Francisco Pujiltic, en el municipio de Venustiano Carranza, Chiapas.

Los efluentes Agroindustriales (ABHC, lactosuero y vinazas) fueron almacenadas a 4°C (*Figura 4.1*) hasta su utilización de acuerdo a la Norma Mexicana NMX-AA-003, en la cual se establecen los lineamientos generales y recomendaciones para muestrear y conservar las muestras de aguas residuales, con el fin de determinar sus características físicas y químicas.



Figura 4.1 Almacenamientos de efluentes agroindustriales a 4 °C

4.2 CARACTERIZACIÓN DE LA MATERIA PRIMA

A los diferentes efluentes obtenidos de las diferentes agroindustrias se les realizaron las siguientes pruebas para su caracterización de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Métodos de análisis AOAC (Association of Official Analytical Chemists) y los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales APHE-AWWA-WPCF (American Water Works Association, American Public Health Association, Water Pollution Control Federation).

Los parámetros que se midieron fueron, temperatura (NMX-AA-007-SCFI-2013), pH (NMX-AA-008-SCFI-2016), material flotante (NMX-AA-006-SCFI-2010), demanda química de oxígeno (DQO) (NMX-AA-030/1-SCFI-2012), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) (NMX-AA-028-SCFI-2001), sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos (SD) (NMX-AA-034-SCFI-2015), sólidos sedimentables (NMX-AA-004-SCFI-2013), nitrógeno total (método de Kjeldahl NMX-AA-026-SCFI-2010), fosforo total (NMX-AA-029-SCFI-2001), alcalinidad y acidez (NMX-AA-036-SCFI-2001), sulfatos (Método Gravimétrico NMX-AA-074-2014), determinación de grasas y aceites (NMX-AA-005-SCFI-2013), color Pt-Co (NMX-AA-045-SCFI-2001), turbidez (NMX-AA-038-SCFI-2001), olor (NMX-AA-083-2005), conductividad eléctrica (NMX-AA-093-SCFI-2000), cenizas (NMX-F-066-S-1978) y humedad (NMX-F-083-1986).

La conductividad eléctrica (CE) y el pH se midieron de manera directa con un potenciómetro marca HACH modelo SenSion 3 y un multímetro marca MT-LANUSB (APHA, AWWA, WPCF-1992). La densidad y viscosidad se determinaron con un viscosímetro marca ANTON PAAR modelo SVM 3000; la humedad y sólidos totales se midieron con una termobalanza marca OHAUS modelo MB25. El color se determinó con un colorímetro marca Hach modelo DR900 y la turbidez se determinó con un turbidímetro marca Hach modelo 2100Q01.

La demanda química de oxígeno se determinó con ayuda del digestor marca Hach modelo DRB 200 y espectrofotómetro marca Hach modelo DR 5000 UV-Vis. La demanda bioquímica de oxígeno se determinó con ayuda de la incubadora de DBO marca Hach modelo 205. El carbono orgánico total (COT) se determinó mediante el método de Walkley y Black (2006). El índice de biodegradabilidad se calculó de acuerdo a la relación BOD_5/COD (Abdalla y Hammam, 2014) y el índice de competitividad se calculó de acuerdo a la relación DQO/SO_4^{-2} (Rincón-Acelas, 2008; Rizeme y Lettinga, 1988).

Los fenoles totales se determinaron por análisis espectral mediante el reactivo Folin-Ciocalteu, se realizara una curva patrón con las siguientes concentraciones de ácido gálico: 0, 150, 300, 450, 600, 750, 900, 1050 ppm. A 0.5 mL de muestra se le adicionarán 2.1 mL de agua destilada y 0.25 mL del reactivo de Folin-Ciocalteu, después se mezclará por un minuto para posteriormente añadir 0.5 mL de una solución de carbonato de sodio al 20% y 2.1 mL de agua destilada. La mezcla se dejará en reposo por 2 horas a temperatura ambiente y en oscuridad. Se leerá la absorbancia a 765 nm. Los resultados serán expresados en términos de equivalentes de ácido gálico ($mg\ g^{-1}$) (Singleton *et al.*, 1999).

En todos los análisis se llevaron a cabo tres repeticiones, para disminuir el error, las muestras fueron tomadas de un lote al azar, homogenizada y mantenida en refrigeración hasta su análisis.

4.3 OBTENCIÓN DEL INÓCULO Y CARACTERIZACIÓN

El inóculo (*Figura 4.2*) utilizado fue un complejo microbiano de lodos anaerobios extraído de un biorreactor UASB de la planta de tratamiento de agua residual de la empresa Pepsi Cola, del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas.



Figura 4.2 Inóculo anaerobio UASB-PTAR

Este inóculo semilla fue caracterizado de acuerdo con los métodos estándar para el análisis de sólidos totales, sólidos totales volátiles (Clesceri *et al.*, 1998), índice volumétrico de lodos (IVL) así como color y tamaño.

Sólidos tóales y Solidos tóales volátiles:

De una muestra de 30 mL de lodos correctamente mezclados en una cápsula de porcelana previamente incinerada y pesada (P1), se evaporó hasta peso constante en un horno a 103-105°C. Posteriormente se transfirieron las cápsulas a un desecador hasta que se enfriaron y después nuevamente pesadas, registrando su peso (P2). El aumento de peso sobre la cápsula vacía representó a los ST. Después, el residuo obtenido tras el secado a 103-105°C se incineró en un horno o mufla a una temperatura de 550-650°C. Al concluir este último paso se volvió a enfriar la cápsula y

se determinó su peso final (P3). Este peso final constituye a las cenizas, mientras que la pérdida de peso por ignición representa a los STV.

Los ST, STV y cenizas se calculan aplicando las siguientes ecuación:

$$ST \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{P_2(g) - P_1(g)}{30 mL} * (1,000,000) \quad Ec. 4.1$$

$$STV \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{P_2(g) - P_3(g)}{30 mL} * (1,000,000) \quad Ec. 4.2$$

$$cenizas \left(\frac{mg}{L} \right) = ST - STV \quad ec. 4.3$$

índice volumétrico:

Es una prueba que evalúa la capacidad de sedimentación y compactación de un lodo; se define como el volumen que ocupa un gramo de lodo, después de sedimentar durante 30 minutos, sus unidades son ml/g.

Se colocaron 200 mL de lodo sedimentado en una probeta y se aforó a 1000 mL con agua destilada. A continuación se tapó la probeta con parafilm, se homogenizo el lodo y el agua invirtiendo la probeta tres veces, posteriormente se dejó reposar la probeta por 30 min y registrar el volumen sedimentado.

El IVL se calcula aplicando la siguiente ecuación:

$$IVL \left(\frac{mL}{g} \right) = \frac{V_{30 min}}{ST * F} \quad Ec. 4.5$$

En donde F es el factor de dilución que en este caso es 200/1000 = 0.2.

4.4 PRETRATAMIENTO DE LOS EFLUENTES

El proceso para llevar a cabo el pretratamiento (*Figura 4.3*) de los efluentes consistió en la termización (elevar la temperatura a temperaturas de 57-70°C y mantener esta temperatura un periodo de 10 min) de las ABHC, lactosuero y vinazas para lograr la desinfección de la matriz (destrucción de los microorganismos patógenos presentes o inhibición de la actividad

esporulativa), después de este periodo se retirara la muestra de la parrilla y se esperara hasta que la muestra alcance la temperatura ambiente para después ajustar el pH con una solución sobresaturada de bicarbonato de sodio NaHCO_3 , hasta alcanzar el pH de 7.

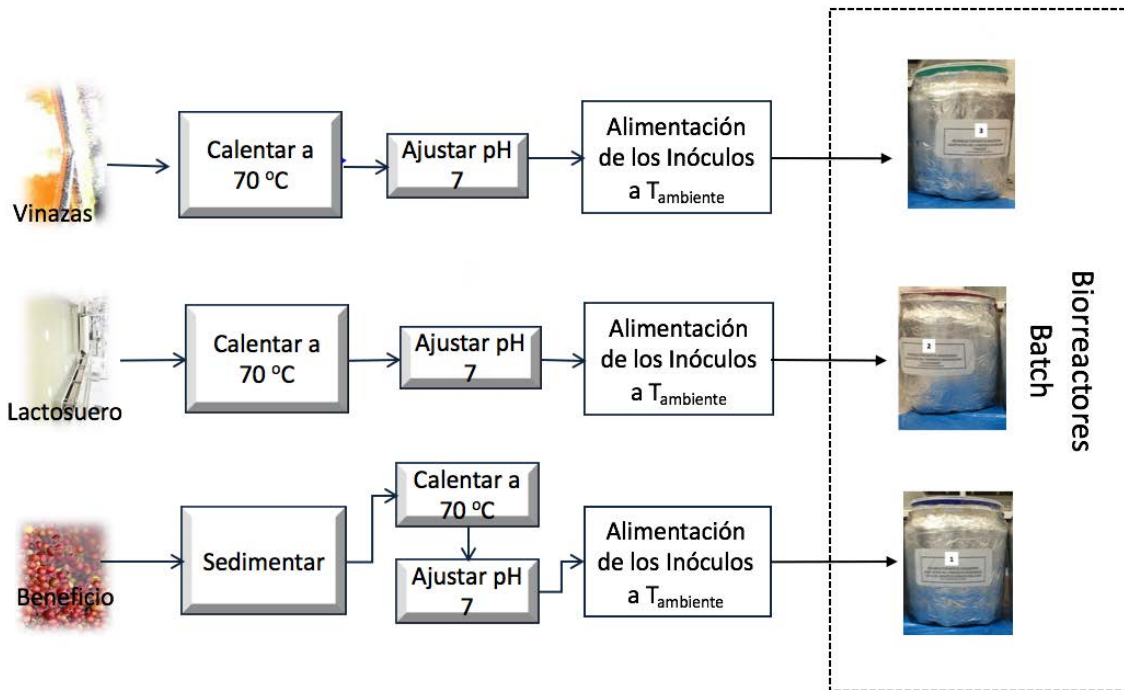


Figura 4.3 Pretratamiento de los efluentes

4.5 ACLIMATACIÓN DE LOS INÓCULOS

La aclimatación del inóculo se llevó a cabo utilizando la estrategia de eficiencia fija reportada por Moreno y Buitrón, (2004); modificada por medio de la estrategia de concentración variable de Moreno-Andrade y Buitrón, (2004). Esto con la finalidad de disminuir el tiempo y mejorar el proceso de aclimatación del inóculo.

La aclimatación se llevo a cabo en tres biorreactores batch (por lote)(Figura 4.4) de 10 L de capacidad respectivamente, adecuados con bocatomas para la adición del sustrato (ABHC, Lactosuero y vinaza) y una purga para el drenado de los efluentes. En donde cada biorreactor se alimento con su respectivo sustrato: el biorreactor 1 con ABHC, el biorreactor 2 con lactosuero y el biorreactor 3 con vinazas.



Figura 4.4 Biorreactores batch para aclimatación de inóculo

Los biorreactores 1, 2 y 3 se cargaron con 2 L del inóculo semilla, enseguida se procedió con la alimentación de estos con 1 L de efluente (sustrato correspondiente a cada biorreactor) de acuerdo a la dilución mostrada en la *Tabla 4.1*, seguido de una moderada agitación con una paleta de madera para homogenizar el medio.

Tabla 4.1 Etapas de alimentación

Inoculación	Disolución	Tiempo
1era Alimentación	Aguas residuales de la planta de Pepsi	10 días 1 alimentación
2da Alimentación	Solución 30 % v/v	20 días 2 alimentaciones
3ra Alimentación	Solución 40 % v/v	15 días 2 alimentaciones
4ta Alimentación	Solución 50 % v/v	10 días 2 alimentaciones

Una vez alimentados (*Figura 4.5*) los biorreactores serán cerrados herméticamente para disminuir la presencia de oxígeno, garantizando así la anaerobiosis y disminuyendo la presencia de luz a los consorcios microbianos, ya que la presencia de esta disminuye la actividad de los inóculos.



Figura 4.5 Alimentación del inóculo

Los biorreactores fueron incubados a temperatura ambiente en condiciones anóxicas, durante un periodo de 90 días (Moreno y Buitrón, 2004; Moreno-Andrade y Buitrón, 2004), para determinar el grado de aclimatación.

A tiempo cero se tomo una muestra representativa del inóculo, el cual se refrigero a 4°C para su conservación y posterior caracterización molecular. Al mismo tiempo se tomará una muestra representativa de los efluentes para medir $pH_{inicial}$ y $DQO_{inicial}$.

A medida que transcurra el tiempo de aclimatación de los inóculos se extraerán muestras periódicas cada tercer día para monitorear el comportamiento del pH y la DQO (*Figura 4.6*).

El criterio empleado para determinar el momento adecuado para drenar el biorreactor y reanudar su alimentación se baso en el análisis de los resultados obtenidos del monitoreo realizado cada tercer día, para determinar el momento adecuado se requiere que los valores de DQO se mantengan constantes en monitoreos consecutivos, una vez obtenidos estos valores constantes de DQO se procederá al drenado y nueva alimentación, así hasta alcanzar el periodo de 90 días.

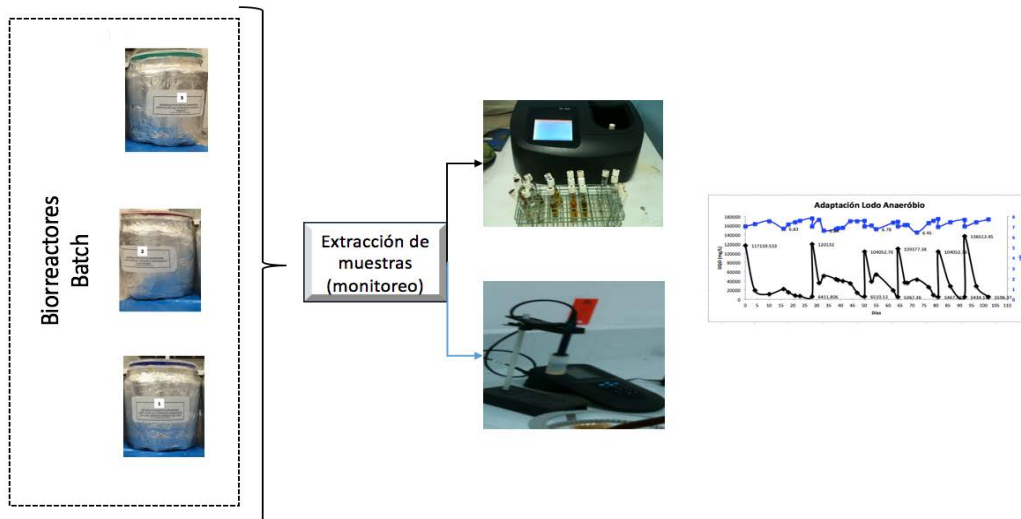


Figura 4.6 Proceso de aclimatación de los inóculos

4.6 DISEÑO DEL BIORREACTOR EGSB

Para el diseño del biorreactor EGSB se tomaron en cuenta los siguientes aspectos:

- ✓ Se tomará como tiempo de retención hidráulico (TRH) el valor del TRH obtenido del inóculo que mejor se adaptó en el proceso por lote.
- ✓ El volumen total y el caudal de diseño se determinara teniendo en cuenta la disponibilidad de la materia prima y la potencia de la bomba peristáltica disponible en el laboratorio.
- ✓ El biorreactor contara con una campana separadora y se diseñara un post tratamiento al biogás.
- ✓ Teniendo en cuenta la concentración de los efluentes, se tomara como base de cálculo para el diseño, 100 gDQO/L, basados en datos experimentales de caracterizaciones de los efluentes.

El equipo fue construido en fibra de vidrio, ya que este material presenta buena resistencia a la corrosión por CO_2 y H_2O , además que este material es económico y permite observar los fenómenos que ocurren dentro del biorreactor, proporcionando una herramienta adicional para el estudio del sistema a operar.

En este diseño se escogió la forma cilíndrica en virtud de las obvias ventajas hidrodinámicas, la menor posibilidad de formación de zonas muertas.

4.7 ARRANQUE DE LOS BIORREACTORES EGSB

El arranque de los biorreactores (*Figura 4.7*) se inició con la inoculación de 1 litro de lodo anaerobio proveniente del inóculo adaptado en los biorreactores por lote, con un contenido de 49.75 gST/L. Una vez llevada a cabo la inoculación de los biorreactores, se procedió con la alimentación de cada biorreactor con su respectivo sustrato: el biorreactor 1 con ABHC, el biorreactor 2 con lactosuero y el biorreactor 3 con vinazas.

La alimentación se realizó en el fondo de los biorreactores con la ayuda de una bomba peristáltica (Master Flex modelo 7534-04)(Cole-Parmer, Vernon Hills, IL, USA), la cual cargó a los biorreactores hasta que alcanzaron su máxima capacidad de operación (90% del V_T). Una vez cargados, los biorreactores operarán por lote durante 10 días.

Después de este periodo los biorreactores operaron de forma continua; mediante una bomba peristáltica, la cual alimentó a los biorreactores con 495 mL de efluentes por día (TRH de 6 días), durante 60 días.



Figura 4.7 Arranque de los biorreactores EGSB

4.8 MONITOREO DE LAS VARIABLES DE RESPUESTA DEL EGSB

Durante el periodo de evaluación de los biorreactores se monitoreo la temperatura, pH, DQO, alcalinidad, factor de alcalinidad y AGV a los efluentes colectados diariamente. Cada evaluación se realizó por triplicado.

4.8.1 ALCALINIDAD

El procedimiento para determinar la alcalinidad se llevó a cabo como lo indica la Norma Mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001 modificada para muestras oscuras en las cuales no se puede observar el vire de los indicadores.

Del volumen recolectado del efluente del biorreactor EGSB, 70 mL fueron almacenados en frascos de vidrio o polietileno. Después se transfirieron 20 mL de muestra en un vaso de precipitados de 50 mL y se colocó el electrodo dentro del vaso de precipitado hasta quedar en contacto con la muestra para detectar el cambio de pH durante la titulación. Posteriormente se tituló con una disolución valorada de HCl (0,02 N) hasta alcanzar el pH de 4.4 (alcalinidad total) y registraron los mililitros de ácido gastados (alcalinidad total).

Calcular la alcalinidad total como CaCO_3 en mg /L, mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Alcalinidad total} \left(\frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}} \right) = \frac{A \times N}{100} (50)(1000) \quad \text{Ec. 4.6}$$

Donde:

A = es el volumen total gastado de ácido en la titulación hasta pH de 4.4;

N = es la normalidad de la disolución de ácido;

100 = es el volumen de la muestra en mL;

50 = es el factor para convertir eq/L a mgCaCO_3/L ;

1000s el factor para convertir mL a L.

4.8.2 FACTOR DE ALCALINIDAD

El procedimiento para determinar el factor de alcalinidad se llevó a cabo de acuerdo a la metodología de Speece (1996).

Para estas mediciones, se tomó un volumen de muestra fijo (10 mL) los cuales se depositarán en un vaso de precipitado de 50 mL y se colocó el electrodo dentro del vaso de precipitado hasta quedar en contacto con la muestra para detectar el cambio de pH durante la titulación. Posteriormente se titulo 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 continuara la titulación hasta un pH de 4.3; este segundo volumen titulado (V_2) corresponde a la alcalinidad debida a los AGV.

Los cálculos para el índice (IB) corresponde a la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad total (Rojas, 1987), y se determinó de la siguiente manera:

$$IB = \frac{V_2}{V_1 + V_2} \quad Ec. 4.7$$

Los cálculos para el índice (AI/AP) corresponde a la relación entre la alcalinidad debida a los AGV y la alcalinidad bicarbonática (Ripley *et al.*, 1986), y se determinó de la siguiente manera:

$$AI/AP = \frac{V_2}{V_1} \quad Ec. 4.8$$

Los cálculos para el índice (α) corresponde a la relación entre la la alcalinidad bicarbonática y la alcalinidad total (Jenkins *et al.*, 1983), y se determinó de la siguiente manera:

$$\alpha = \frac{V_1}{V_1 + V_2} \quad Ec. 4.9$$

- I. Se reportara el factor de alcalinidad de forma adimensional.

4.8.3 DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

El procedimiento para determinar la demanda química de oxígeno se llevó a cabo como lo indica la Norma Mexicana NMX-AA-030-SCFI-2001.

Previamente, se realizó una curva patrón con las siguientes concentraciones de biftalato de potasio: 0, 50, 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 1100 mgO₂/mL.

Para la preparación de la solución madre se colocó 1 mL de la muestra en un matraz aforado de 100 mL (*Figura 4.8*) y se aforara con agua destilada (esto debido a la concentración del efluente ya que la técnica solo es confiable en el rango de concentración de 0 a 1200 mg O₂ disuelto/mL).



Figura 4.8 Dilución de los efluentes

El blanco se preparara agregando 2 mL de agua destilada en un tubo de digestión. Para analizar la muestra se agregaron 2 mL de la solución madre a su respectivo tubo de digestión.

A cada tubo de digestión se adicionó 2 mL de solución A (K₂Cr₂O₇/H₂SO₄) y 3 mL de la solución B (AgSO₄/ H₂SO₄), se tapó y agitó ligeramente cada tubo. El digestor (*Figura 4.9*), se programara a 150 °C durante 120 min y se esperara a que el digestor automáticamente indicara el momento en el cual se debe introducir la muestra. Una vez transcurrido el tiempo de digestión, se sacarán los tubos y dejarán enfriar en la campana de extracción.

Posteriormente se utilizara el blanco para calibrar el espectrofotómetro y se registrara la absorbancia de cada una de las muestras a una longitud de onda (λ) de 620nm.

Los valores de absorbancia serán utilizados en la regresión de la curva de calibración para determinar el valor de la concentración de carga orgánica.

$$DQO \left(\frac{\text{mg de O}_2 \text{ disuelto}}{L} \right) = (m * X + b) * 50 \quad \text{Ec. 4.10}$$

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;

50 factor de dilución.



Figura 4.9 Digestor DQO

4.8.4 ÁCIDOS GRASOS VOLÁTILES (AGV)

El procedimiento para determinar ácidos grasos volátiles, se llevó a cabo de acuerdo al método de Iñiguez-Covarrubias y Camacho-López, (2011).

Se tomaron 150 mL de muestra del efluente, se centrifugaron por 5 min a 5000 rpm o se filtraron a través del papel filtro con una capacidad de retención de partículas de 20-25 μ . Se tomaron 50 mL y se acidifico con HCl 0.1N hasta un pH de 3, registrando los mL de HCl requeridos (V_1). Posteriormente, esta muestra se colocó en un matraz volumétrico acoplado a un tubo refrigerante para obtener un condensado durante 3 minutos de calentamiento. Una vez enfriada la muestra añadir NaOH 0.1N hasta un pH de 6.5, registrando los mL

de sosa requeridos (V_2). Los AGV se calcularon mediante la siguiente ecuación:

Los AGV en meq AGV/L, se calcularan mediante la siguiente fórmula:

$$meq \frac{AGV}{L} = \frac{[(101)(V_2)] - (V_1 + 100)}{99.23} \left(\frac{100}{mL \text{ de muestra}} \right) \quad Ec. 4.11$$

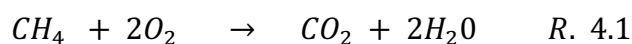
$$meq \text{ de alcalinidad} = (V_1 - V_2) \left(\frac{meq \text{ AGV}}{mL \text{ de muestra}} \right) \quad Ec. 4.12$$

4.8.5 ACTIVIDAD METANOGÉNICA ESPECÍFICA

Para llevar acabo la medición de la Actividad Metanogénica Específica (AME), se calculó la producción teórica de metano y el factor de corrección.

La producción teórica de metano se calculó teniendo en cuenta las condiciones de temperatura y presión atmosférica bajo las cuales se cuantificó la AME.

Considerando la ecuación de combustión del metano (*Reacción 4.1*), teniendo una oxidación completa de éste, una mol de CH_4 consume dos moles de O_2 . Por lo tanto, a condiciones normales de temperatura y presión ($T=273^\circ K$; $P=1atm$), 22.4 litros de metano corresponden a 64 g de DQO, es decir, 0.35 litros de CH_4 por gramo de DQO removida. Esta relación permite estimar la fracción de materia orgánica convertida en metano a partir del volumen de metano producido en el reactor, por unidad de tiempo. Para cualquier otra condición el volumen obtenido debe ser corregido (Foresti, 1994).



El factor de corrección por temperatura y presión se calculó con la *Ecuación 4.13*. (Chernicharo, 1997):

$$K(T) = \frac{P * K}{R * (273 + T)} \quad Ec. 4.13$$

Donde:

$K(T)$ = Factor de corrección (g DQO/L);

P = Presión atmosférica (atm);

R = Constante de los gases (0.08206 atm*L/mol*K);

K = Carga orgánica digerida correspondiente a una mol de CH_4 (64 gDQO/mol);

T = Temperatura operacional del montaje ($^{\circ}C$).

El volumen teórico de metano se calculó con la siguiente expresión:

$$V_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(T)} \quad Ec. 4.14.$$

Donde:

$K(T)$ = Factor de corrección (g DQO/L);

DQO_{CH_4} = Carga de DQO removida (g/DQO);

V_{CH_4} = Volumen teórico producido en (L);

Teniendo en cuenta la producción de metano, el cálculo de la actividad metanogénica específica (AME) se efectuó a partir de la siguiente expresión:

$$AME \left(\frac{gDQO}{gSTV * día} \right) = \frac{m * 24}{V_{CH_4} * M} \quad Ec. 4.15$$

Donde:

m = Pendiente máxima en la curva producción de metano (Vol. acumulado de CH_4 vs tiempo);

M = Masa de lodos (Volumen de lodos adicionado)(g);

V_{CH_4} = Volumen teórico producido en (L);

24 = Factor de corrección a un día.

Para el cálculo de la pendiente (m) se construyó una curva de “Volumen acumulado de CH_4 ” vs “Tiempo del ensayo”, este último se interrumpió una vez la curva se tornó asintótica, la pendiente deberá ser tomada en la zona de mayor inclinación de la curva.

La *Figura 4.10* muestra un esquema de la curva teórica con el punto de medición de la pendiente.

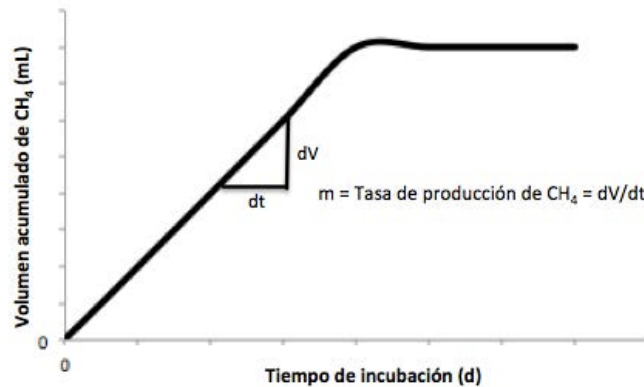


Figura 4.10 Curva teórica de acumulación de CH₄

Para llevar a cabo la medición del volumen producido de metano se preparó aproximadamente 1.5 L de una solución de NaOH 3 %. Se agregaron varias gotas de indicador de fenolftaleína hasta la aparición del color rosa.

Una vez preparada la solución de NaOH, se vertió en una probeta graduada de 1 L y el resto de la solución se agregó al cristalizador, donde la probeta se colocó de forma invertida como se observa en la *Figura 4.11*.

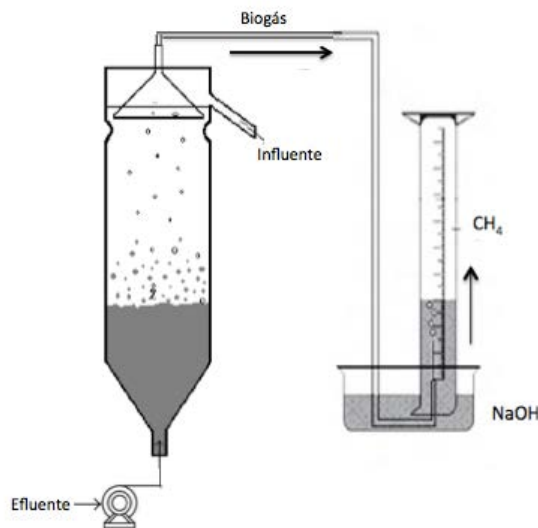


Figura 4.11 Montaje del sistema para determinar volumen de CH₄

Una vez que los biorreactores EGSB se encontraban operando de manera estable (pasados los 45 días de operación), se cuantificó la producción de CH₄ diariamente. Después de cada alimentación de las aguas residuales

agroindustriales, se prosiguió con el montaje del sistema para medir la producción de metano, el cual consistió en introducir por la parte inferior de la probeta la manguera de la salida de biogás. El volumen de CH_4 producido se cuantificó cada hora midiendo el volumen de NaOH desplazado, tal como se ve en la *Figura 4.11*.

4.8.6 PRODUCCIÓN DE METANO

La producción de metano se midió mediante la técnica de la botella de Mariotte adaptada por Cruz-Salomón et al. (2017a)(*Figura 4.12*), que implica la absorción de CO_2 presente en el biogás, en un líquido alcalino (solución de NaOH al 3%) con fenolftaleína como indicador.

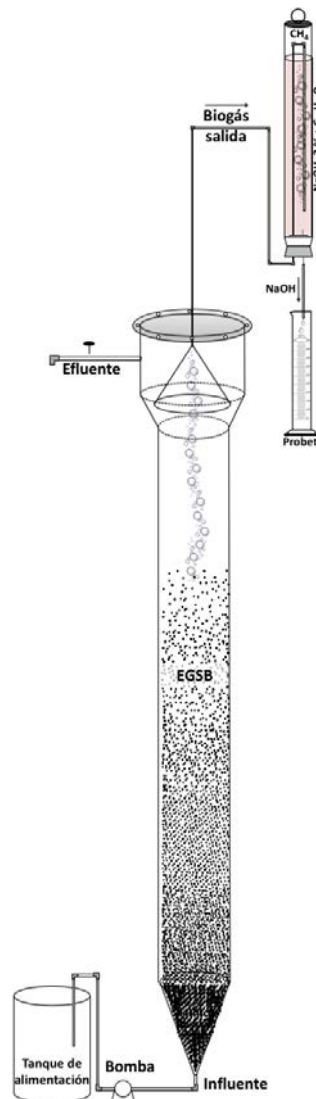


Figura 4.12 Sistema para medición de metano

4.8.7 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO

El valor numérico del *BMP* se determinara a partir de la *Ecuación 4.16* (Zárate-Jiménez *et al.*, 2014). El volumen acumulado de metano será graficado en función del tiempo de la cinética hasta que la velocidad sea constante. En ese punto último de velocidad constante es donde el valor de *BMP* tomó lugar partiendo de la línea de tendencia de estabilidad de la gráfica hasta un punto perpendicular hasta el eje de las Y. Dando el valor final en unidades de mLCH₄/gDQO.

$$BMP = \frac{V_{CH_4}}{MO} \quad Ec. (4.16)$$

Donde:

BMP: Potencial bioquímico del metano (mLCH₄/gDQO).

V_{CH_4} : Volumen acumulado de metano (mL) durante el experimento.

MO: Materia orgánica (g DQO o g STV).

4.8.8 TASA DE PRODUCCIÓN DE BIOGÁS (TPG)

Es la relación entre el biogás producido y el volumen del biorreactor en unidad de tiempo, como se muestra en la *Ecuación 4.17*:

$$TPG = \frac{Q_{biogás}}{V}$$

Donde:

TPG: Tasa de producción de biogás (m³ biogás/ m³ biorreactor día)

$Q_{biogás}$: Caudal de biogás (m³/día)

V: Volumen del biorreactor (m³)

4.8.9 COMPOSICIÓN DEL BIOGÁS

Las técnicas utilizadas para la determinación de la composición del biogás fue la reportada por Harris, 2010 y detección por infrarrojo.

4.8.9.1 ALMACENAMIENTO DEL BIOGÁS

Los gases fueron extraídos directamente del biorreactor para la medición de CH_4 y CO_2 por medio de una jeringa con cambio de atmosferas. Para guardar cada muestra se hizo lo siguiente de acuerdo a lo reportado por Castro-González y Duran-de-Bazua, (2002):

Se prepararon dos soluciones, una de NaCl saturada y la otra de HCl 1:1, para posterior mente mezclar perfectamente ambas en una proporción de 1:10 respectivamente, adicionando unas gotas de indicador rojo de metilo.

Una vez preparada la solución de almacenamiento, se lavaron los tubos con un septo de dos vías con HCl diluido, los cuales se llenó con esta solución sin dejar ninguna burbuja de aire dentro.

Introducir el biogás colectado con la jeringa con botón de cambio de atmósferas al tubo por medio de una de las dos vías del septo, dejando que escape el líquido de preparación hacia el exterior por la otra vía del septo.

Introducir un volumen de un 50% de biogás con respecto al tubo y esperar a que se equilibre la presión interna del tubo con respecto a la externa, la del ambiente.

Guardar el tubo verticalmente, dejando que la preparación permanezca en la parte inferior del tubo. Esto funciona como un sello para no dejar escapar los gases en un promedio de 30 días.

4.8.9.2 TÉCNICA DE HARRIS

Para llevar a cabo la cuantificación de CO_2 y CH_4 , se utilizó una jeringa de 50 mL acoplada a 10 cm de manguera, la cual se insertó en la tubería de salida de biogás de los biorreactores, tal como se observa en la *Figura 4.13*.

Por otra parte se preparó aproximadamente 100 mL de una solución de NaOH 3%. Se tomara una muestra de 20 a 30 mL de biogás como se observa en la *Figura 4.14*.

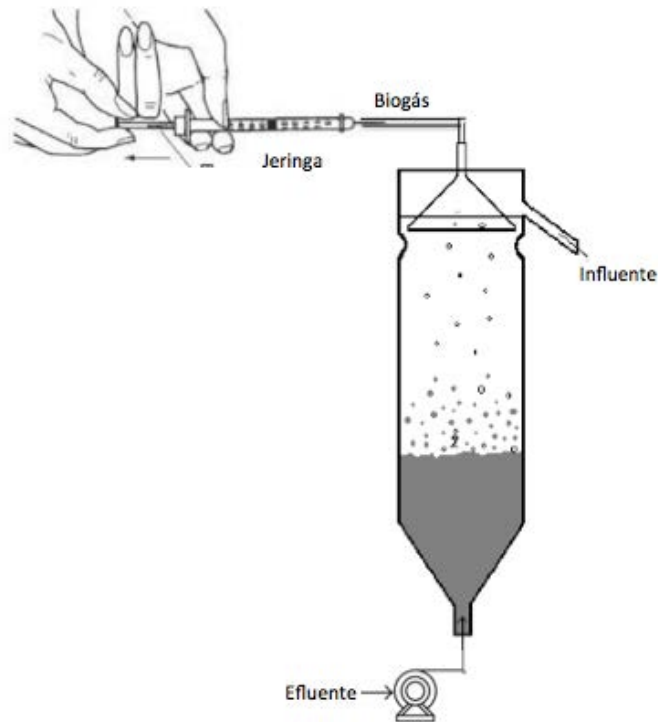


Figura 4.13 Montaje del sistema para extraer biogás

Rápidamente se sumergió el extremo de la manguera en la solución de NaOH, expulsando el exceso de gas dentro de la solución de NaOH, hasta quedar únicamente con 10 mL del biogás en la jeringa. A continuación se succionara solución de NaOH en un volumen igual al expulsado de biogás. Sin retirar la manguera de la solución, la jeringa es agitada vigorosamente por 30 segundos o hasta que la solución de NaOH deje de ser succionada por la jeringa. La jeringa se retiró de la solución de NaOH y se colocara en forma vertical con la punta hacia abajo y se expulsara el exceso de NaOH, hasta que el émbolo alcanzó la marca de 10 mL. Se midió el volumen de NaOH, el cual indica el porcentaje de CO₂ absorbido y el volumen de gas representa el volumen de CH₄, como se observa en la *Figura 4.14*.

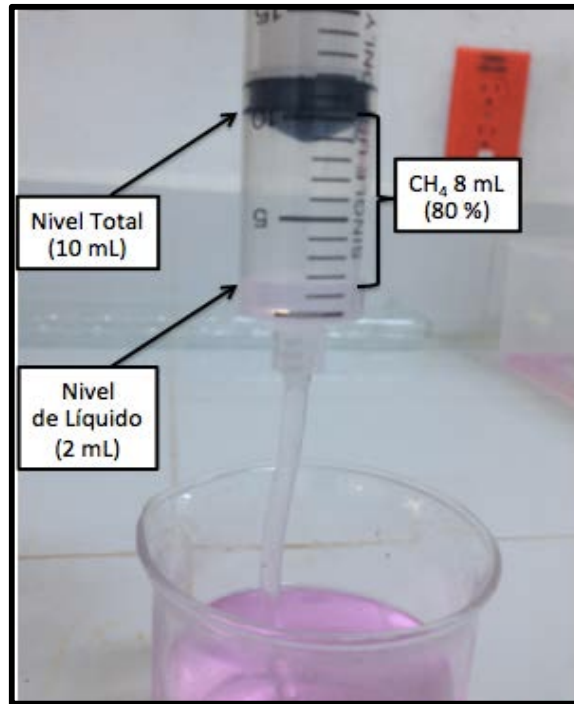


Figura 4.14 Determinación de CO₂ y CH₄

4.8.9.3 MÉTODO DE DETECCIÓN INFRARROJO

Para la determinación in situ de la composición del biogás generado en la digestión anaerobia de los biorreactores EGSB se utilizara un dispositivo combinado de medición de biogás marca SEWERIN modelo Multitec 560 (Figura 4.15) el cual cuanta con sensores infrarrojos selectivos para metano y dióxido de carbono y sensores electroquímicos de alta resistencia para oxígeno, monóxido de carbono y ácido sulfhídrico.



Figura 4.15 Medidor infrarrojo composición biogás

Para la determinación in situ de la composición de los biogases generados de cada biorreactor se almaceno el biogás en botellas de 1.5 L y mediante la técnica de la botella de Mariotte adaptada por Cruz-Salomón et al. (2017), se llenaron con una solución al 3% de NaCl y fenolftaleína, tal como se muestra en la *Figura 4.16*.

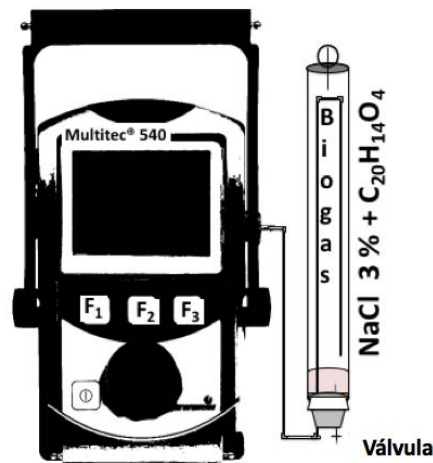


Figura 4.16 Determinación de la composición de biogás

4.8.10 PRUEBA DE INFLAMABILIDAD

Se extrajo muestra del biogás con la jeringa (*Figura 4.13*), luego se presiona el embolo para expulsar biogás y se coloca un encendedor para observar la combustión de éste (*Figura 4.17*).



Figura 4.17 Pruebas de inflamabilidad del biogás

CAPÍTULO V

RESULTADOS

5.1 CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA SUSTRATO

Se llevó a cabo una caracterización detallada de las aguas del beneficio húmedo del café, lactosuero y vinazas. Los resultados de esta caracterización se presentan en la *Tabla 5.1*.

Tabla 5.1 Composición fisicoquímica de los efluentes agroindustriales

Parámetros	Vinazas	Lactosuero	ABHC	Permissible limits
Humedad (%)	94.41	96.59	98.22	NA
pH	4.53	4.44	3.95	6.5-8.5* 5-10 **
Densidad (g/mL)	1.1667	1.1512	1.1075	NA
Viscosidad (mPa.s)	1.1301	0.9869	1.0904	NA
Conductividad C.E. (mS/cm)	15.4	8.5	5.2	NA
Color (Pt-Co)	68700.3	9366.7	17966.7	NA
Turbidez (NTU)	1745.7	416.3	1481.7	5*
Sólidos sedimentables(mL/L)	43	15	380	2**
Material flotante	NP	P	NP	NP**
Alcalinidad (mgCaCO ₃ /L)	ND	ND	ND	NA
Acidez (mgCaCO ₃ /L)	4975	3313.5	3360	NA
DQO (gO ₂ /L)	71605	91600	45955	300*
DBO ₅ (gO ₂ /L)	54861	90083	37944	100* 150**
Índice de Biodegradabilidad	0.76	0.98	0.82	NA
COT (mg/L)	40400	33400	11400	NA
Nitrógeno total (mg/L)	1600	2200	700	60**
Fósforo total (mg/L)	110.41	707.43	36.43	30**
C/N	25/1	15/1	16/1	NA
ST (mg/L)	64889	47617	19593	650*
STV (mg/L)	49820	44702	8208	NA
Sulfatos totales (mg/L)	360	17	10	250*
Índice de competitividad	195	5388	4447	NA
Fenoles Totales (mg C ₆ H ₂ (OH) ₃ COOH/L)	647	ND	ND	NA

*Organización Mundial de la Salud (OMS)

**Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996.

Los resultados obtenidos evidencian que estas aguas residuales agroindustriales están muy contaminadas con materia orgánica, nutrientes y materia en suspensión. Como resultado, el potencial contaminante de estas agroindustrias es enorme. Por lo que a continuación se presenta un análisis de riesgo de estos efluentes de acuerdo a los límites máximos permisibles de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Norma Oficial Mexicana.

El valor de la temperatura a la cual se emiten las aguas del beneficio húmedo del café y lactosuero es menor a 40°C (procesos a temperatura ambiente), sin embargo las vinazas salen del proceso de destilación a 85°C, valor muy superior al límite máximo permisible para la temperatura expresado en la NOM-001-SEMARNAT-1996 la cual es de 40°C, por tal razón las vinazas al ser vertidas a un cuerpo de agua superficial se considera como un agente contaminante. Puesto que al verter las vinazas a esta temperatura al cuerpo de agua receptor se calienta varios grados por encima de la temperatura original. Esa diferencia de temperatura por encima de la temperatura ambiental constituye una contaminación térmica.

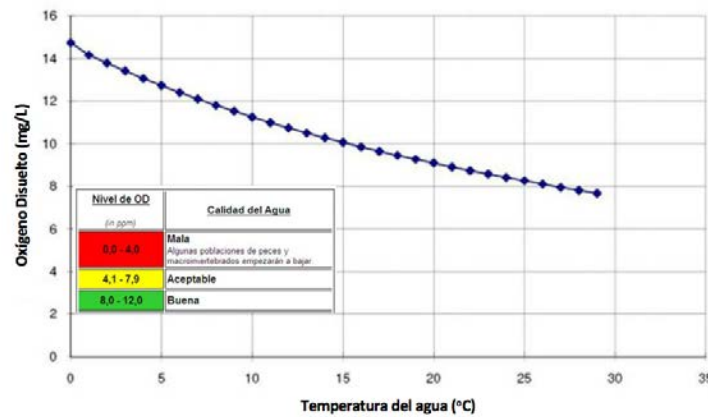


Figura 5.1 Efecto de la temperatura sobre el oxígeno disuelto

El calentamiento de las aguas puede tener efectos muy pronunciados sobre la biota acuática, y por ejemplo, en ambientes tropicales y subtropicales, muchos organismos ya se encuentran cercanos a su límite de tolerancia térmica, y el recalentamiento de su hábitat los perjudicaría irreversiblemente. Es el caso de la *Thalassia testudinum*, cuya tasa de crecimiento disminuye rápidamente con temperaturas mayores a 32°C, y a los 35°C ya no se

reproduce (Mane *et al.*, 2006; Penschaszadeh, 1983). Por lo que las vinazas deben tener un enfriamiento previo antes de ser vertidas a los cuerpos de agua superficial, ya que el aumentan la temperatura del agua disminuye el oxígeno disuelto (*Figura 5.1*) por debajo de su nivel crítico, lo cual afecta la supervivencia de los peces. (Jiménez *et al.*, 2005).

El valor del pH en las aguas del beneficio húmedo del café, lactosuero y vinazas esta por debajo de 5, valores fuera del rango permisible indicado por la OMS y NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual va de 6.5-8.5 y 5-10 unidades respectivamente, por tal razón estos efluentes al ser vertidas a un cuerpo de agua superficial se considera como un agente contaminante.

Tabla 5.2 Calidad del agua de acuerdo al pH

Nivel de pH	Calidad del agua
Menos de 5.5	Mala: Muy ácida A los peces y otros organismos les será casi imposible sobrevivir.
5.5 – 5.9	Aceptable
6.0 – 6.4	Buen
6.5 – 7.5	Excelente
7.6 – 8.0	Buena
8.1 – 8.5	Aceptable
Mas de 8.6	Mala: Muy alcalina A los peces y otros organismos les será casi imposible sobrevivir.

El pH de un cuerpo de agua es un factor abiótico que regula procesos biológicos mediados por enzimas (ej. fotosíntesis, respiración)(*Figura 5.2*); la disponibilidad de nutrientes esenciales que limitan el crecimiento microbiano en muchos ecosistemas (ej. NH_4^+ , PO_4^{-3} y Mg_2^+); la movilidad de metales pesados tales como cobre, que es tóxico para muchos microorganismos; así como también afecta o regula la estructura y función de macromoléculas y organelos tales como ácidos nucleicos, proteínas estructurales y sistemas de pared celular y membranas. Las variaciones en pH (*Tabla 5.2*) pueden tener entonces efectos marcados sobre cada uno de los niveles de organización de la materia viva, desde el nivel celular hasta el nivel de ecosistemas (Eze *et al.*, 2014; Atlas y Bartha, 1992).

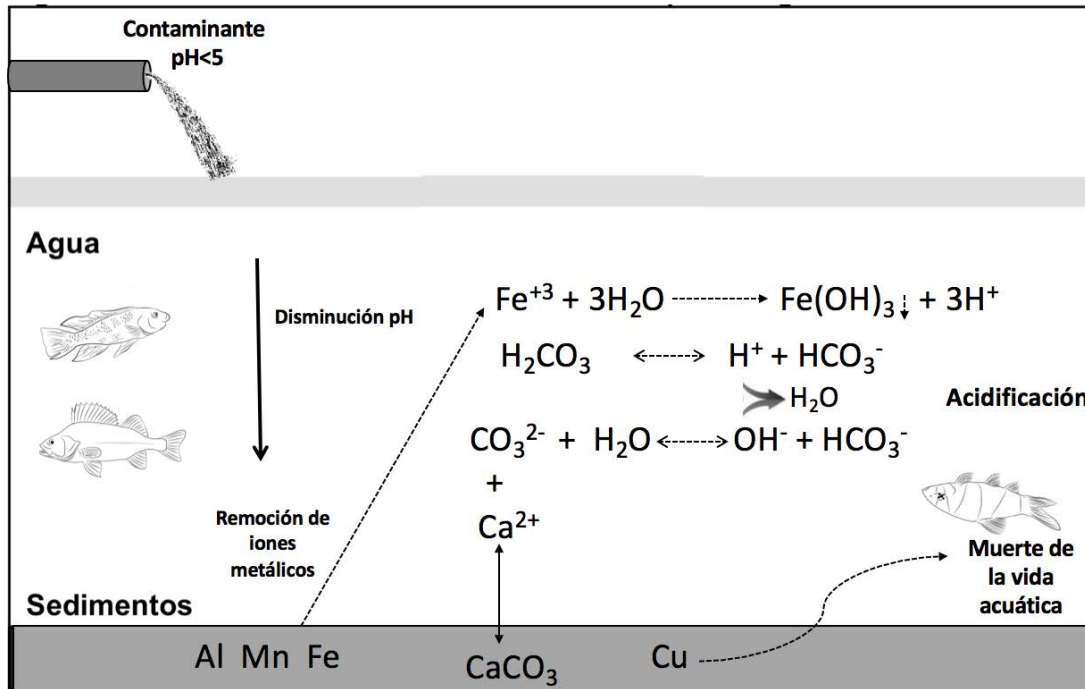


Figura 5.2 Efectos del pH en cuerpo de agua

El verter estos efluentes con ese pH al un cuerpo de agua superficial causará acidificación del medio acuático. La disminución del pH en el cuerpo de agua varía la composición química de éste, ya que se liberan al agua iones de metales pesados que a pH superior se encontraban inmovilizados en formas insolubles. La elevada concentración de iones metálicos puede causar la muerte de gran parte de los organismos existentes en el cuerpo de agua (Lükewille *et al.*, 1997).

Estos efluentes en algunas ocasiones también son utilizados como aguas de riego, las cuales pueden contribuir a bajar el pH del suelo y a la removilización de los metales pesados, disminuyendo la disponibilidad de nutrientes (P, Mg, Ca) en los lugares donde suelen ser absorbidos por las plantas por haber sido intercambiados por otros cationes como H⁺ o Al³⁺ (García *et al.*, 1997; Jiménez *et al.*, 2005), produciendo fitotoxicidad en los cultivos debido a la acumulación de una gran variedad de sustancias generadas en la fermentación de estos efluentes tales como ácido acético, ácido láctico, glicerol y nitrógeno amoniacal (Yavuz, 2007), además compuestos fenólicos y polifenólicos presentes que pueden inhibir la germinación de la semilla, daña los cultivos y afectar negativamente la

actividad microbiana del suelo (Díaz *et al.*, 2002 a,b), incluso la remoción de metales y contaminantes alcanzan a las aguas subterráneas (Figura 5.3).

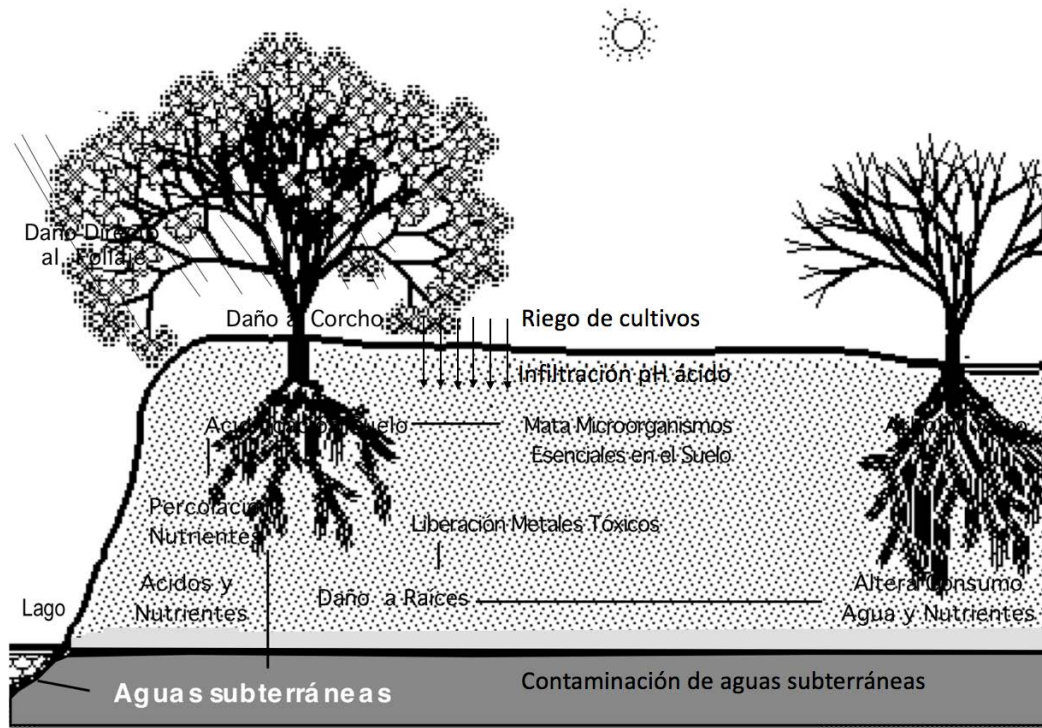


Figura 5.3 Efecto del pH en aguas de riego

El valor promedio de conductividad eléctrica en las aguas del beneficio húmedo del café, lactosuero y vinazas es de 5.2, 8.5 y 15.4 mS/cm , los cuales sobrepasa los 4 mS/cm que son considerados de alto riesgo para causar salinidad en agua de riego (Cruz-Salomón 2014; Robles-González *et al.*, 2012; Aguirre, 1993). Por lo que si son vertidos al suelo con ese alto contenido de sales solubles presentes en los efluentes de las aguas del beneficio húmedo del café (2 %), lactosuero (4) y vinazas (6%) puede incrementar la salinidad y sodicidad (Tejada *et al.*, 2009; Shojaosadati *et al.*, 1999). Otro problema que pueden presentar los suelos afectados por sales es el de la sodicidad, es decir, un aumento en la proporción de sodio intercambiable. Fenómeno que a su vez, puede deteriorar seriamente la estructura del suelo, la porosidad y la fertilidad (Tejada y González, 2005).

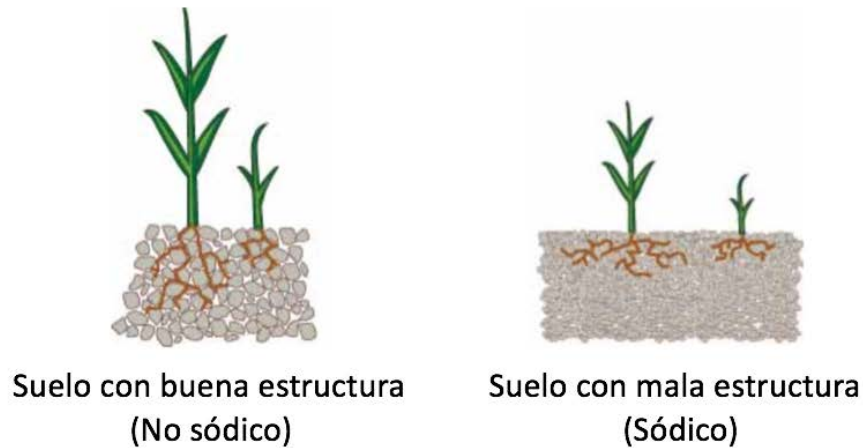


Figura 5.4 Efectos de la sodicidad en la estructura y el sellamiento del suelo

Los valores de sólidos sedimentables y de los sólidos suspendidos totales presentes en las aguas del beneficio húmedo del café, lactosuero y vinazas fueron de 380mL/L, 19.6 g/L; 15 mL/L, 47.6 g/L; 80 mL/L y 68.4 g/L respectivamente, por lo que no cumplen con la norma NOM-001-SEMARNAT-1996, la cual tiene como rango permisible 1-2 mL/L para sólidos sedimentables, por otro lado tampoco cumplen el límite máximo permisible de acuerdo a la OMS para ST (650 mg/L = 0.65 g/L). Por tal razón las vinazas al ser vertidas a un cuerpo de agua superficial se considera como un agente contaminante.

A este respecto, al verter estos afluentes a un cuerpo de agua pueden obstruir los poros del suelo en el fondo del cuerpo de agua, lo que conduce al desarrollo de condiciones anaerobias al igual que si son vertidas al suelo (Jiménez *et al.*, 2005) y son los principales responsables de la turbiedad en el agua.

Por otro lado, la turbidez y el color (*Figura 5.5*) asociado a estos efluentes debido a la presencia de materiales insolubles en suspensión, coloidales, muy finos, sedimentables y diferentes compuestos químicos presentes por la naturaleza de la materia prima es muy alta en comparación con el límite máximo permisible que de acuerdo a la OMS (5 NTU y 30 Pt-Co), por lo que si son vertidas a un cuerpo de agua pueden afectar la fotosíntesis (limita el paso de la luz solar), debido a que estas partículas sólidas bloquearán la luz solar y evitarán que las plantas acuáticas obtengan la luz solar que

necesitan para la fotosíntesis. Las plantas producirán menos oxígeno y con ello bajarán los niveles de oxígeno disuelto. Las plantas morirán más fácilmente y serán descompuestas por las bacterias en el agua, lo que reducirá los niveles de oxígeno disuelto aún más. Por otro lado las partículas suspendidas en el agua también absorberán calor adicional de la luz solar lo cual ocasionará que el agua sea más caliente. El agua caliente no es capaz de guardar tanto oxígeno como el agua fría, así que los niveles de oxígeno disuelto bajarán, especialmente cerca de la superficie (Mane *et al.*, 2006; Jiménez *et al.*, 2005).

Las partículas suspendidas también son destructivas para muchos organismos acuáticos tales como los macro invertebrados que se encuentran en el agua. Pueden obstruir las branquias de los peces e interferir en la respiración y la reproducción de la vida acuática, afectando gravemente la vida acuática (Robles-González *et al.*, 2012; Fitzgibbon *et al.*, 1995).

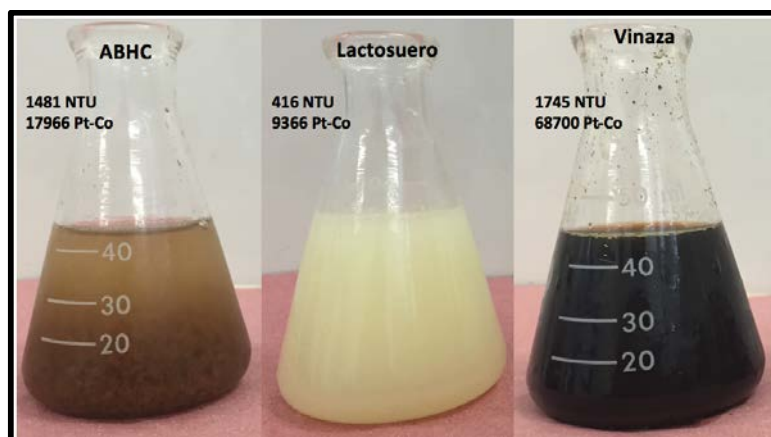


Figura 5.5 Color y turbidez de los efluentes agroindustriales

Con respecto al material flotante presente en las ABHC y vinazas (ausente), cumple con la norma, sin embargo el lactosuero presenta material flotante por lo que no cumple con los límites máximos permisibles requeridos en la NOM-001-SEMARNAT-1996.

La materia orgánica medica como DBO₅, DQO y COT presente en las ABHC, lactosuero y vinazas presentan niveles entre 500-1000 veces mayores a los límites permisibles por la OMS y NOM-001-SEMARNAT-1996. Esta alta carga orgánica es debido a la presencia de sólidos disueltos, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos, azúcares, compuestos no volátiles

procedentes del caldo de fermentación (alcohol), ácidos orgánicos, lactosa, proteínas, grasas, pectinas, melanoidinas, compuestos fenólico, polifenólicos y taninos (Guardia *et al.*, 2013; Robles-González *et al.*, 2010; Almeida *et al.*, 2009; Sangave *et al.*, 2007).

Verter este tipos de aguas con alta concentracion de materia organica a un cuerpo de agua provocara que el cuerpo receptor se sature de materia organica y disminuya el oxigeno disuelto hasta niveles criticos, lo que trae una consecuencia inmediata en la destrucción de las comunidades acuáticas que necesitan el oxígeno para vivir (Figura 5.6). Además, el exceso de materia orgánica posibilita la proliferación de microorganismos, muchos de los cuales resultan patógenos (contaminación biológica), provoca déficit de oxígeno, lo que aumenta la solubilidad en el agua de ciertos metales y a la vez se incrementa el efecto toxico.

La proliferación de microorganismos en su mayoría anaerobios conlleva a la generación de zonas anóxicas en el cuerpo de agua (Beyene *et al.*, 2012) propiciando la descomposición de la materia orgánica por vía anaerobia generando biogás (mezcla de CH₄, CO₂ y H₂S), malos olores (causados por algunos mercaptanos, compuestos aromáticos, sulfuros, diversos ésteres, carbonilos y aminas) y vistas desagradables y sépticas.

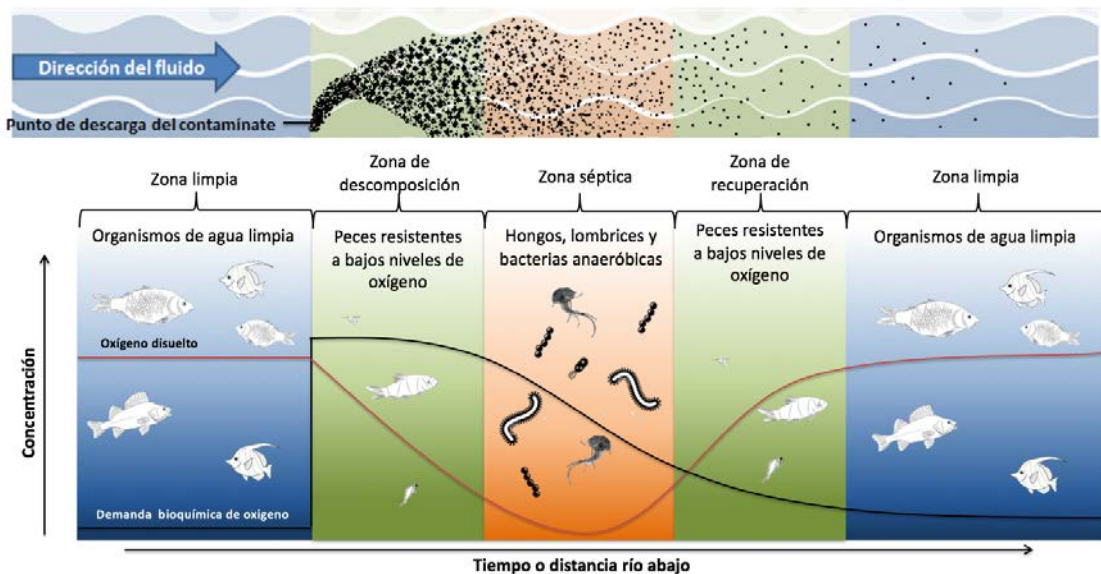


Figura 5.6 Efecto de la materia orgánica sobre cuerpo de agua

El CO_2 y H_2S se disuelven en agua generando ácidos inorgánicos que disminuyen el pH acidificando el cuerpo de agua y facilitando aun mas la remoción de metales en el cuerpo de agua.

Los valores de nitrógeno y fósforo presente en las ABHC, lactosuero y vinazas son de 700, 36 mg/L; 2200, 707 mg/L y 1600, 110 mg/L respectivamente, que comparados con el LMP para el nitrógeno y fósforo expresado en la NOM-001-SEMARNAT-1996 (40mg/L y 20mg/L respectivamente), estos efluentes no cumplen con la norma.

Por lo que verter este tipo de efluentes con concentraciones relativamente altas de nutrientes tales como fósforo y nitrógeno, pueden causar el deteriora la calidad del agua, estimulando el crecimiento de algas, floración de microorganismos nocivos, disminuyendo la penetración de la luz, disminuyendo el oxígeno disuelto, causando daños a la población piscícola y barreras naturales para el movimiento de los peces. Esto debido a los aportes de sustancias orgánicas y nutrientes contenidos, los cuales eutrofizan los cuerpos de agua, embalses y los canales (Cruz-Salomón *et al.*, 2018), amenazando los ecosistemas acuáticos (cambio de composición biótica, presencia de algas e invertebrados oportunistas) y la calidad del agua potable que se extrae de los cursos de agua (Vergara-Angel, 2013) tal como se describe en la *Figura 5.7*.

Por otro lado, si estos efluentes son acumulados en lagunas o utilizados como aguas de riego (en cantidades excesivas) pueden infiltrarse en forma de lixiviados de nitratos y nitritos a las aguas subterráneas, los cuales al ser muy solubles, se incorporan alcanzando finalmente las masas de aguas subterráneas. Un nivel elevado de nitratos en el agua potable puede ser peligroso para la salud. Niveles excesivos pueden causar “síndrome del bebé azul” y la intoxicación de los bebés. Entre los adultos la toxicidad del nitrato puede causar abortos y cáncer de estomago (Vergara-Angel, 2013; Maier *et al.*, 2000), etc.

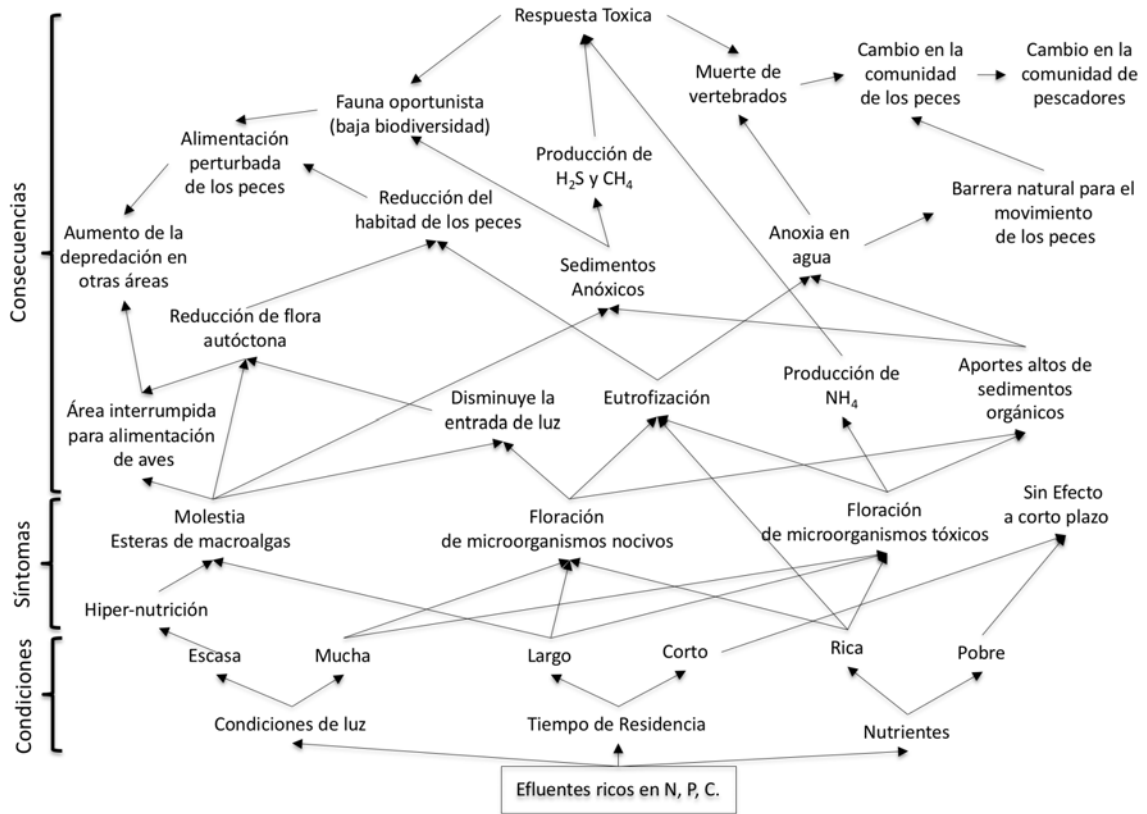


Figura 5.7 Impacto de la contaminación ambiental causada por efluentes ricos en nutrientes

Por todo lo anterior discutido las ABHC, lactosuero y vinazas se pueden considerar como efluentes agresivos y recalcitrantes, cuya descarga directa a los cuerpos de agua y suelo pueden causar un impacto ambiental grave así como severos problemas de salud a la población.

Una vez realizado el análisis de los efluentes con respecto a la OMS y la NOM-001-SEMARNAT-1996 para determinar cuales serian los efectos que estos tendrían si son vertidos a un cuerpo de agua superficial o suelo, es importante examinar algunos de los constituyentes y factores presentes en estos efluentes que gobiernan la digestión anaerobia y el proceso metanogénico. Así como las características bioquímicas que estos presentan ya que deben permitir el desarrollo y la actividad microbiana en el sistema anaerobio.

El proceso microbiológico requiere principalmente de fuentes de carbono y nitrógeno, así como de sales minerales (fósforo y azufre). Prácticamente toda la materia orgánica biodegradable es capaz de producir biogás al ser sometida

a la digestión anaerobia (Cruz-Salomón, 2014; Varnero y Arellano, 1991). Por tal razón estos efluentes al estar constituidas por una gran cantidad de materia orgánica medida como DBO_5 (37944 mgO_2/L , 900083 mgO_2/L , 54861 mgO_2/L respectivamente) son capaces de producir biogás al ser sometida a una digestión anaerobia, esto se puede corroborar con el índice de biodegradabilidad (IB) ya que de acuerdo a las investigaciones de Aguirre (2004) reporto que un IB mayor a 0.4 el sustrato es susceptible a tratarse por un proceso biológico y si el valor es menor por un proceso fisicoquímico (Figura 5.8).

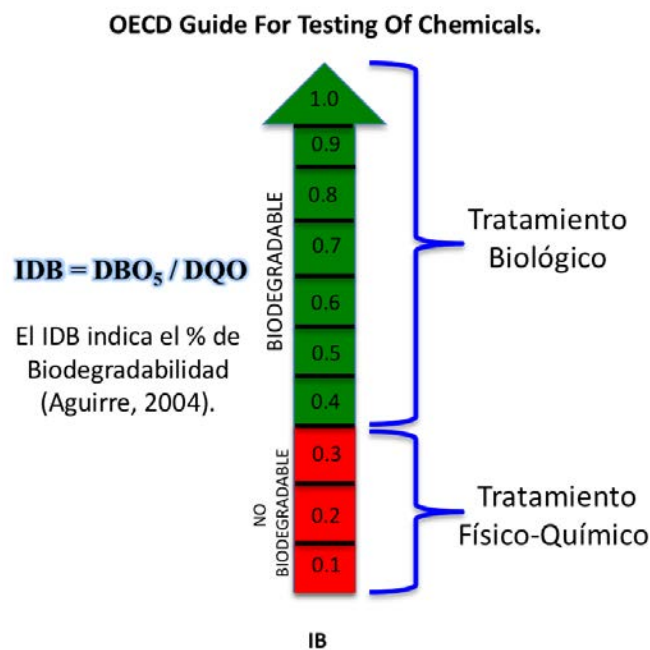


Figura 5.8 Escala de biodegradabilidad

Como se puede ver en la *Tabla 5.1* el índice de biodegradabilidad para cada uno de los efluentes fueron superiores a 0.4 alcanzando valores de 0.82, 0.98 y 0.76 lo que indica que el 82%, 98% y 76% de la materia orgánica presente en las ABHC, lactosuero y vinazas respectivamente son biodegradables, lo cual nos permite tratarlas por un proceso biológico. Pero como es bien sabido los proceso biológicos se dividen en dos grandes procesos, el anaerobio y aerobio, por lo que tomando en cuenta los criterios de Ramalho (1993) nos indica que cuando un efluente presenta una carga orgánica menor a 1500 mgO_2/L se recomienda un proceso aerobio y cuando es valor mayor se recomendando un proceso anaerobio como se muestra en la

Figura 5.9. Por lo que de acuerdo al perfil de estos efluentes agroindustriales el proceso anaerobio sería la mejor opción para ser tratadas como la que se llevó a cabo en los biorreactores EGSB.

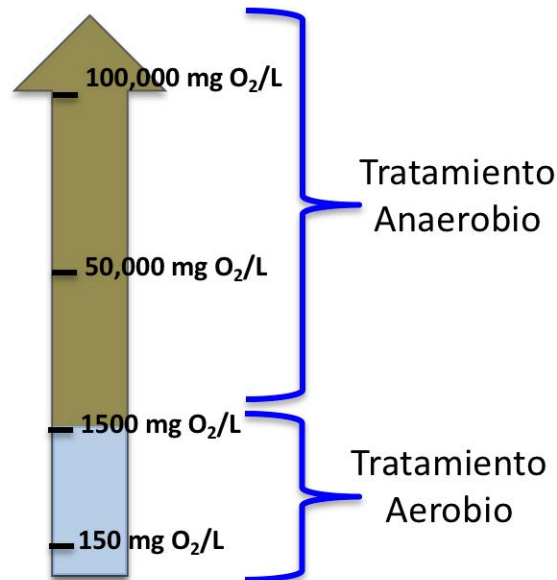


Figura 5.9 Criterio para tratamiento aerobio o anaerobio

Por otro lado la eficiencia y calidad del tratamiento del biorreactor EGSB dependen de la composición (relación C/N y S) y la naturaleza del residuo utilizado (Weiland, 2003; Varnero y Arellano, 1991).

El carbono y el nitrógeno son las principales fuentes de alimentación de las archaeas metanogénicas. El carbono constituye la fuente de energía y el nitrógeno es utilizado para la formación de nuevas células (Smith *et al.*, 1988). El grupo microbiano constituido por las archaeas consumen 25 veces más carbono que nitrógeno por lo que la relación óptima de estos dos elementos en la materia prima se considera en un rango de 30:1 hasta 15:1 (Cruz-salomón *et al.*, 2017b; Weiland, 2003; Taiganides, 1980)(Figura 5.10). ya que de acuerdo a lo reportado por Bostid (1977), la descomposición de la materia con alto contenido de carbono, superior a 35:1, ocurre más lentamente, debido a que la multiplicación y desarrollo de las bacterias es lento por la falta de nitrógeno, pero el periodo de producción de biogás es más prolongado. En cambio, con una relación C/N menor a 10:1 se inhibe la actividad bacteriana debido a la formación de un exceso de amonio, el cual en grandes cantidades es tóxico e inhibe el proceso.

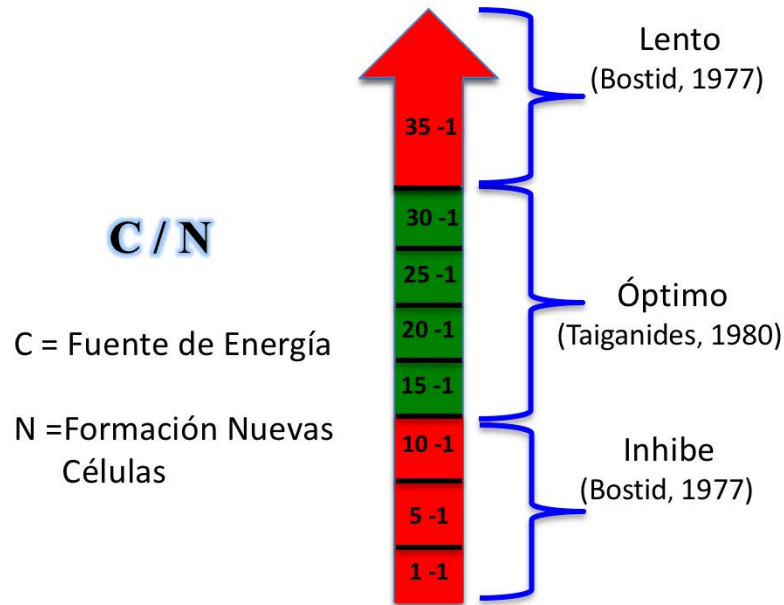


Figura 5.10 Relación C/N

Los efluentes agroindustriales presentan una relación C/N de 16/1; 15/1; 25/1, lo cual las hace un sustrato adecuado para la digestión anaerobia y las archaeas metanogénicas.

Otro de los problemas fundamentales en el tratamiento biológico anaerobio de las aguas residuales y la generación de metano es el índice de competitividad debido a la presencia de sulfatos (utilización de ácido sulfúrico o sulfato de amonio durante el proceso de producción o elaboración de los productos). De acuerdo a lo reportado por Rincón-Acelas (2008) si éste índice es mayor a 10 no existen problemas de competencia entre las bacterias sulfatoreductoras y las metanogénicas. En este caso, los efluentes utilizados presenta un índice de competitividad de 4447, 5388 y 195, lo cual indica que presentan muy poco sulfato facilitando de esta forma la metanogénesis y no existe inhibición por las bacterias sulfato-reductoras, facilitando a estos sustratos la metanogénesis.

El porcentaje de sólidos totales contenidos en las aguas residuales con que se carga el biorreactor es un factor importante a considerar para asegurarse que el proceso se efectúe satisfactoriamente. Varnero (1991), reporta que los biorreactores continuos no deben ser alimentados con más del

8% a 12% de sólidos totales para asegurar el buen funcionamiento del proceso, a diferencia de los digestores discontinuos, que tienen entre 40 a 60% de sólidos totales.

En este caso las ABHC, lactosuero y vinazas presentan valores de 19593 mg/L, 45617 mg/L y 64889 mg/L, los cuales al ser convertidas a un valor porcentual corresponde al 1.9 %, 4.5% y 6.4% respectivamente; estos valores se encuentran por debajo de los valores reportado por Varnero (1991), por lo que nos indica que estos efluentes no tienen ningún problema para ser suministrados a los biorreactors.

El pH afecta directamente el funcionamiento del biorreactor, el proceso digestivo y los productos generados. El rango de pH ideal para la digestión anaerobia se ha reportado en un rango de 6.7-7.4 (Mao *et al.*, 2015; Kaviyarasan, 2014). El pH de estos efluentes tiene un valor menor a 5, lo cual no favorece al proceso de digestión anaerobia, por lo que se necesario ajustar el pH con bicarbonato de sodio (NaHCO_3) o cal apagada antes de alimentar al respectivo biorreactor.

Por todo lo anterior discutido las ABHC, lactosuero y vinazas se pueden considerarse como efluentes biodegradables con un potencial muy alto para ser tratadas en biorreactor anaerobio, ya que cuenta con un excelente contenido de nutrientes capaces de ser asimilados por los microorganismos.

5.2 CARACTERIZACIÓN Y ACLIMATACIÓN DE LOS INÓCULOS

El inóculo semilla utilizado para la adaptación de cada aguas residual agroindustrial presento una concentración de ST de 4.975 g/mL, STV de 2.95 g/mL, un color grisáceo-verdoso de forma regular esférica de 0.5-1mm.

Debido a la complejidad fisicoquímica que presentan cada unas de las aguas residuales agroindustriales, el inóculo semilla se dividió en 3 porciones iguales, los cuales fueron aclimatados en biorreactores por lote de 10 L de capacidad, este proceso se llevó a cabo por lote alimentado; durante el proceso la cantidad drenada era igual a la cantidad alimentada (1 L).

La *Figura 5.11* muestra el monitoreo del pH y el factor de alcalinidad de cada biorreactor por lote alimentado, en donde podemos ver durante los 90 días de aclimatación que los biorreactores operaron de manera estable permitiendo la adecuada aclimatación de los inóculos de acuerdo a lo reportado por Rojas (2004) y Mao *et al.*, (2015).

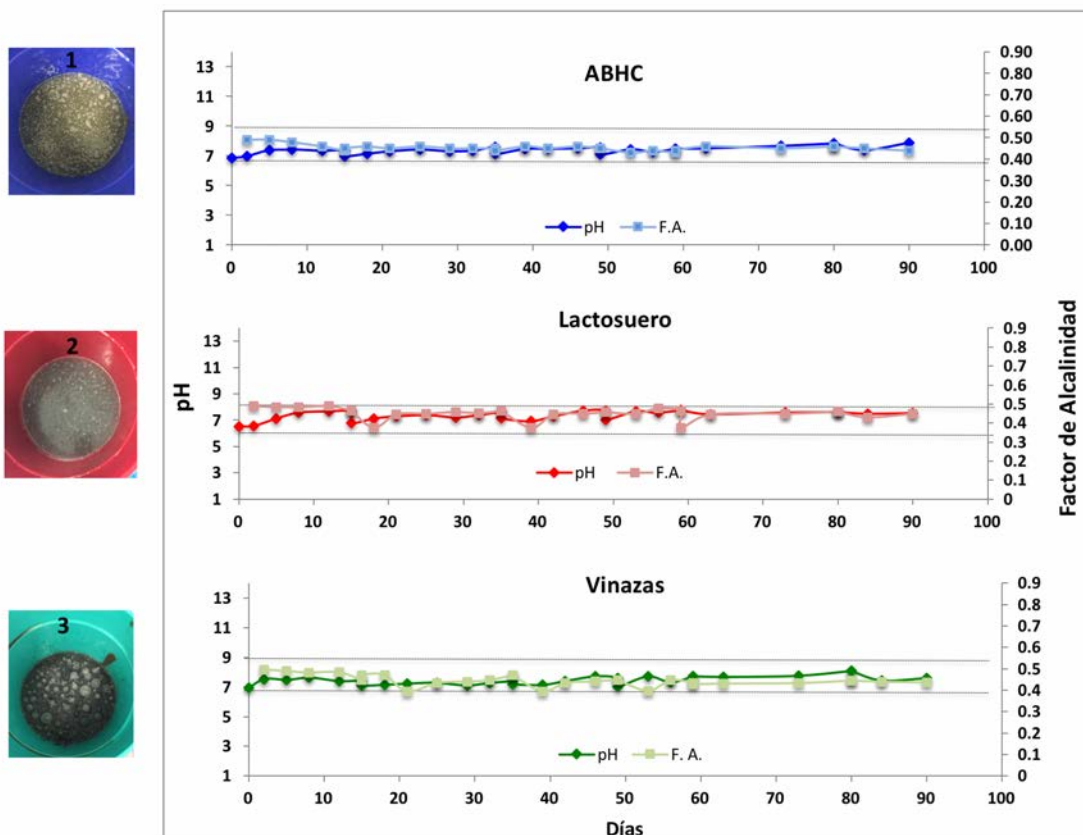


Figura 5.11 Monitoreo factor de alcalinidad y pH en aclimatación del inóculo

En la *Figura 5.12* se muestra la cinética de adaptación de los inóculos, el cual se monitoreó durante un periodo de 90 días para los tres inóculos generados.

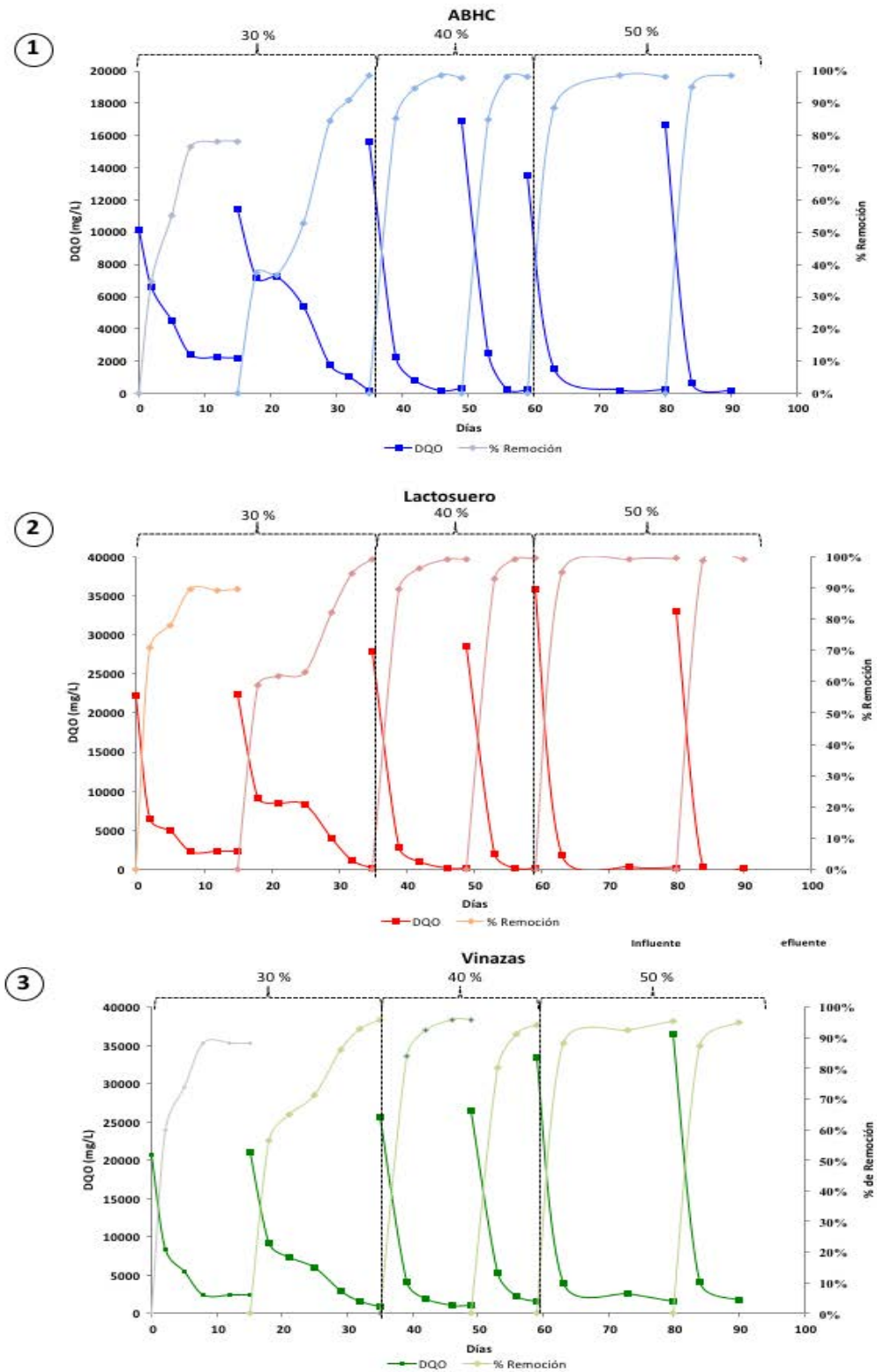


Figura 5.12 Cinética de aclimatación de los inóculos

Como se puede observar en las 3 cinéticas de la de aclimatación de la *Figura 5.12* a medida que el número de alimentaciones aumenta, el tiempo que los microorganismo invierten en la degradación de la materia orgánica y por ende la remoción va disminuyendo aun cuando la concentración con cada alimentación se va incrementando, esto debido a que los microorganismos se van aclimatando al nuevo sustrato y presentan mas afinidad para su degradación, tal como lo describe Moreno y Buitrón (2004).

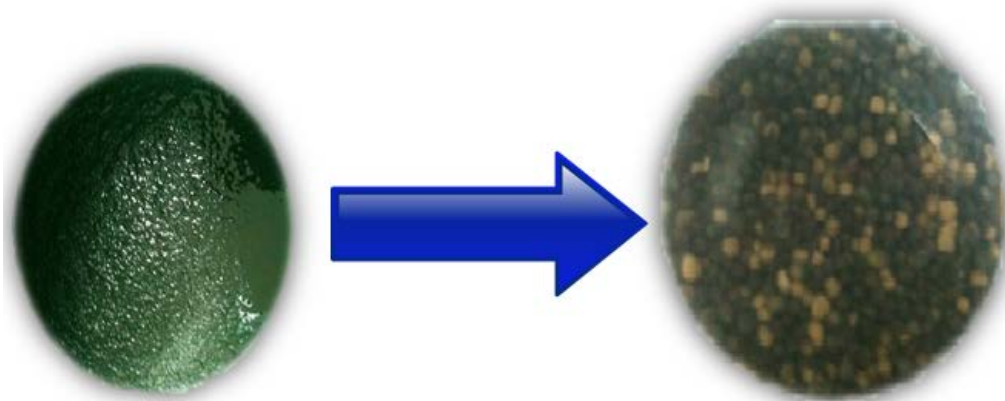
Un fenómeno muy interesante de observar en la *Figura 5.12* es como se lleva acabo el proceso de aclimatación de los microorganismos y las etapa de la digestión anaerobia. Como se puede observar en los primeros 35 días de la cinética de adaptación se aprecian en las dos alimentaciones las 4 etapas de la digestión anaerobia, durante los primeros 4 días se puede ver la etapa de hidrólisis con la disminución rápida de la DQO, sin embargo entre los días 5-10 se llevan acabo las etapas acidogénesis/acetogénesis, las cuales hacen presencia con el incremento de la DQO o mantendio un valor constante, ya que en esta etapa los microorganismos liberan ácidos de cadena corta al medio, los cuales son detectados en el análisis de demanda química de oxígeno. Y por ultimo como se pude ver en los días 10-16 se lleva la cuarta etapa denominada metanogénesis, esta se ve reflejada con un nuevo descenso en la DQO, ya que los microorganismos metanogénicos consumen los ácidos orgánicos de cadena corta liberándolos de la matriz líquida en forma de CH_4 y CO_2 (Gavala *et al.*, 2003).

Sin embargo, el fenómeno descrito anteriormente, de acuerdo al grado de aclimatación que van presentado los microorganismos van disminuyendo el tiempo en el cual llevan acabo la degradación e incluso las etapas de digestión anaerobia se vuelven identificables, como se puede ver en la *Figura 5.12* en la ultima alimentación. En donde el TRH para remover por encima del 90% de la materia orgánica es de 6 días.

Como se pueden observar los tres inóculos presentaron un excelente porcentaje de remoción en la aclimatancion alcanzando valores promedios por encima del 90%, valor de acuerdo a lo reportado por Torres-Lozada *et al.* (2010), es muy conveniente puesto que la remoción de la DQO tiene una

correlación directa con la producción de metano; 22.4 litros de metano corresponden a 64 g de DQO, es decir, 0.35 litros de CH₄ por gramo de DQO removida.

En relación a la morfología del inóculo semilla la *Figuras 5.13* permiten observar que presenta morfología granular de color grisáceo-verdoso de forma regular esférica obscura, la cual genera un efecto de protección sobre las archaeas metanogénicas ya que son fotosensibles. De igual manera las bacterias fermentativas y acidogénicas facultativas que se encuentran en las primeras capas de los gránulos consumen el O₂ presente, generando así un efecto protector de los microorganismos anaerobios que se encuentran en el interior, como consorcio presentan gran resistencia a la presencia de O₂ disuelto.



5.13 Morfología granular del inóculo semilla

En la *Figura 5.14* se aprecia de manera más detallada la estructura interna, generalmente los inóculos provenientes del tratamiento de aguas residuales son producto de la concentración de sólidos contenidos en el efluente (lodos primarios) (Morales-Rojo, 2005). Por otra parte, la estratificación de los gránulo anaerobios, Guiot et al. (1992) propusieron un modelo de la organización de poblaciones en los granos anaerobios estructurados en multicapas. En ese modelo se describe que las asociaciones de bacterias sintróficas, incluyendo a las consumidoras de hidrógeno, deben estar

localizadas en una capa externa en donde predominan las acidogénicas y en el centro se sitúan a las metanogénicas acetoclásticas.

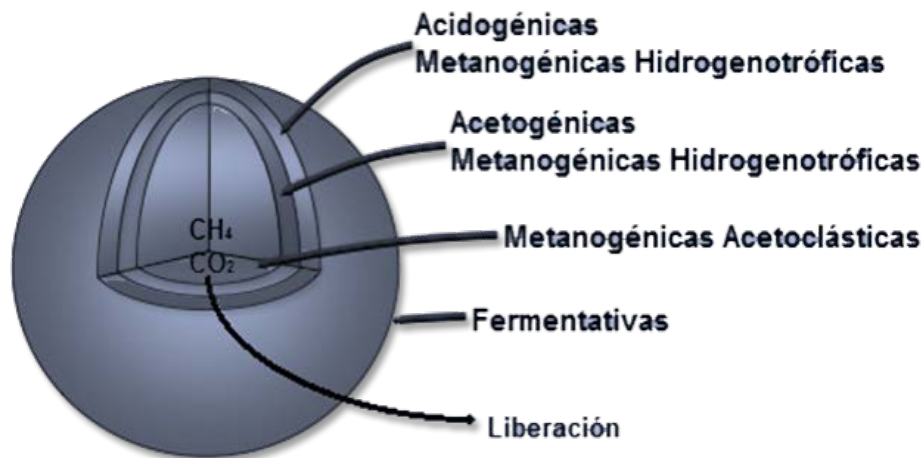


Figura 5.14 Modelo estructural de un consorcio granular anaerobio

La teoría de Guiot et al. (1992) se basa en observaciones bajo el microscopio electrónico, de granos fragmentados; así mismo como del análisis de actividades específicas de granos gastados gradualmente y por los cambios en la actividad específica metabólica con el tamaño de distribución y extensión del grano. Los granos pueden ser de 1 ó 2 milímetros de diámetro y pueden acumularse en el biorreactor en grandes cantidades, con una apariencia bien definida. Es posible que esto sea debido a la velocidad ascendente en los biorreactores de flujo ascendente la cual crea una presión constante de selección para los organismos, los cuales pueden ser adheridos a otros o formar granos con buena sedimentación. La configuración granular presenta varias ventajas desde el punto de vista de la ingeniería de biorreactores como por ejemplo, los microorganismos, por lo general están densamente empacados; no hay espacio perdido en los soportes inertes; la esfericidad provee un máximo en la relación microorganismo y espacio; aunque la enorme densidad granular es equivalente a la densidad de cada célula bacteriana, estos muestran excelentes propiedades de sedimentación por su gran tamaño (Hulshoff Pol *et al.*, 1986).

5.3 DISEÑO DE LOS BIORREACTORES EGSB

La *Tabla 5.3* muestra los parámetros de diseño de los biorreactores EGSB. Cabe mencionar que estas variables de diseño fueron las mismas para los tres biorreactores (EGSB_{ABHC}; EGSB_{Lactosuero} y EGSB_{Vinazas}).

Tabla 5.3 Parámetros de diseño del biorreactor

Diámetro del biorreactor (cm)	TRH (días)	Volumen del biorreactor (L)
6.35	6	3.3

Los parámetros de diseño fueron seleccionados de acuerdo a la caracterización de la materia prima (Carga), la disponibilidad de la materia prima (Volumen del biorreactor), y la velocidad máxima de degradación de la DQO (TRH). A continuación se describe los cálculos del diseño del biorreactor EGSB:

- ∞ Determinación del volumen útil de operación (V_U)

$$V_U = 0.9 V_R$$

$$\therefore V_U = 0.9 (3.3 L) = 2.97 L = 2970 mL$$

- ∞ Determinación del caudal máximo de alimentación al biorreactor (Q)

$$V_U = TRH * Q$$

$$\begin{aligned} \therefore Q &= \frac{V_U}{TRH} = \frac{2970 mL}{6 \text{ días}} = 495 \frac{mL}{\text{día}} = 20.625 \frac{mL}{h} \\ &= 0.3437 \frac{mL}{min} \end{aligned}$$

- ∞ Determinación del área del biorreactor (A_R)

$$A_R = \frac{\pi * \phi_R^2}{4}$$

$$\therefore A_R = \frac{\pi * (6.35)^2}{4} = 31.67 \text{ cm}^2$$

- ∞ Determinación de carga hidráulica (C_H)

$$C_H = \frac{Q}{A_R}$$

$$\therefore C_H = \frac{20.62 \frac{cm^3}{h}}{31.67 cm^2} = 0.65 \frac{cm}{h}$$

- ∞ Determinación del flujo másico (\widehat{M})

$$\widehat{M} = Q * DQO$$

$$\begin{aligned} \therefore \widehat{M}_V &= \left(41.25 \frac{cm^3}{h}\right) \left(1 \times 10^{-4} \frac{Kg DQO}{cm^3}\right) \\ &= 4.125 \times 10^{-3} \frac{Kg DQO}{h} = 0.099 \frac{Kg DQO}{día} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \therefore \widehat{M}_{LS} &= \left(41.25 \frac{cm^3}{h}\right) \left(8 \times 10^{-5} \frac{Kg DQO}{cm^3}\right) \\ &= 3.3 \times 10^{-3} \frac{Kg DQO}{h} = 0.079 \frac{Kg DQO}{día} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \therefore \widehat{M}_{BHC} &= \left(41.25 \frac{cm^3}{h}\right) \left(2 \times 10^{-5} \frac{Kg DQO}{cm^3}\right) \\ &= 8.25 \times 10^{-4} \frac{Kg DQO}{h} = 0.020 \frac{Kg DQO}{día} \end{aligned}$$

- ∞ Determinación del volumen del cuerpo del biorreactor (V_C)

$$V_C = 0.8 V_U$$

$$\therefore V_C = 0.8 (2970 mL) = 2376 mL$$

- ∞ Determinación de la altura del cuerpo del biorreactor (H_C)

$$V_C = \pi * r_R^2 * H_C$$

$$\therefore H_C = \frac{V_C}{\pi * r_R^2} = \frac{2376 mL}{\pi (3.175)^2} = 75 cm$$

- ∞ Determinación del diámetro de cabeza (ϕ_H)

$$\phi_H = 1.5 \phi_R$$

$$\therefore \phi_H = 1.5(6.35 \text{ cm}) = 9.525 \text{ cm} \rightarrow r_H = 4.7625 \text{ cm}$$

∞ Determinación del volumen de cabeza (V_H)

$$V_H = 0.25 V_C$$

$$\therefore V_H = 0.25 (2376 \text{ mL}) = 594 \text{ mL}$$

∞ Determinación de altura de cabeza (H_H)

$$V_H = \pi * r_H^2 * H_H$$

$$\therefore H_H = \frac{V_H}{\pi * r_H^2} = \frac{594 \text{ cm}^3}{\pi(4.7625 \text{ cm})^2} = 8.3361 \text{ cm}$$

∞ Determinación del volumen del conector cuerpo-cabeza (V_{C-H})

$$V_{C-H} = \frac{V_H}{3}$$

$$\therefore V_{C-H} = \frac{594 \text{ mL}}{3} = 198 \text{ mL}$$

∞ Determinación de la altura del conector cuerpo-cabeza (H_{C-H})

$$V_{C-H} = \frac{\pi * H_{C-H}}{3} (r_H^2 + r_R^2 + r_H * r_R)$$

$$\begin{aligned} \therefore H_{C-H} &= \frac{3 V_{C-H}}{\pi (r_H^2 + r_R^2 + r_H * r_R)} \\ &= \frac{3 (198 \text{ cm})}{\pi (6.35^2 + 3.175^2 + 6.35 * 3.175)} \\ &= 2.68 \text{ cm} \end{aligned}$$

∞ Determinación del volumen del cono del soporte (V_S)

$$V_S = 0.5 V_{C-H}$$

$$\therefore V_S = 0.5 (198 \text{ mL}) = 99 \text{ mL}$$

- ∞ Determinación de la altura del cono de soporte (H_S)

$$V_S = \frac{\pi * r_R^2 * H_S}{3}$$

$$\therefore H_S = \frac{3V_S}{\pi * r_R^2} = \frac{3 (99 \text{ cm}^3)}{\pi(3.175 \text{ cm})^2} = 9.38 \text{ cm}$$

- ∞ Determinación de la altura del biorreactor (H_R)

$$H_R = H_C + H_S + H_{C-H} + H_H$$

$$\therefore H_R = 75 \text{ cm} + 9.38 \text{ cm} + 8.3361 \text{ cm} + 2.68 \text{ cm} \\ = 95.3961 \text{ cm}$$

- ∞ Determinación de la altura del afluyente en cabeza (H_E)

$$V_R - V_U = \frac{\pi * \phi_H^2 * H_E}{4}$$

$$\therefore H_E = \frac{4(V_R - V_U)}{\pi * \phi_H^2} = \frac{4 (3300 - 2970 \text{ cm}^3)}{\pi(12.7 \text{ cm})^2} = 2.6 \text{ cm}$$

- ∞ Determinación de la altura del control de nivel (H_N)

$$H_{N_{Max}} = H_E$$

$$\therefore H_{N_{Max}} = (2.6 \text{ cm}) = 2.6 \text{ cm}$$

$$H_{N_{Min}} = \frac{1}{3} H_C$$

$$\therefore H_{N_{Min}} = \frac{(75 \text{ cm})}{3} = 25 \text{ cm}$$

- ∞ Determinación del flujo de la campana (F_C)

$$F_C = 4C_H$$

$$\therefore C = 4 \left(1.3 \frac{\text{cm}}{\text{h}} \right) = 5.2 \frac{\text{cm}}{\text{h}}$$

- ∞ Determinación del área de apertura de la sección transversal de la campana (A_G)

$$A_G = 4.5 \left(\frac{Q}{V_C} \right)$$

$$\therefore A_G = 4.5 \left(\frac{41.25 \frac{cm^3}{h}}{5.2 \frac{cm}{h}} \right) = 35.70 \text{ cm}$$

- ∞ Determinación del radio de la campana (r_G)

$$r_G = \sqrt{\frac{A_G}{\pi}}$$

$$\therefore r_G = \sqrt{\frac{35.70 \text{ cm}^2}{\pi}} = 3.37 \text{ cm}$$

$$\therefore \phi_G = 6.74 \text{ cm}$$

- ∞ Determinación del ancho de la campana (W_G)

$$H_T = 2 \text{ cm}$$

$$W_T = 0.5 \text{ cm}$$

$$\alpha = 60^\circ$$

$$W_G = r_G + 0.5 W_T$$

$$\therefore W_G = 3.37 \text{ cm} + 0.5(0.5 \text{ cm}) = 3.62 \text{ cm}$$

- ∞ Determinación de la altura de la campana.

$$H_G = W_G \tan \theta$$

$$\therefore H_G = 3.62 \tan(60) = 6.27 \text{ cm}$$

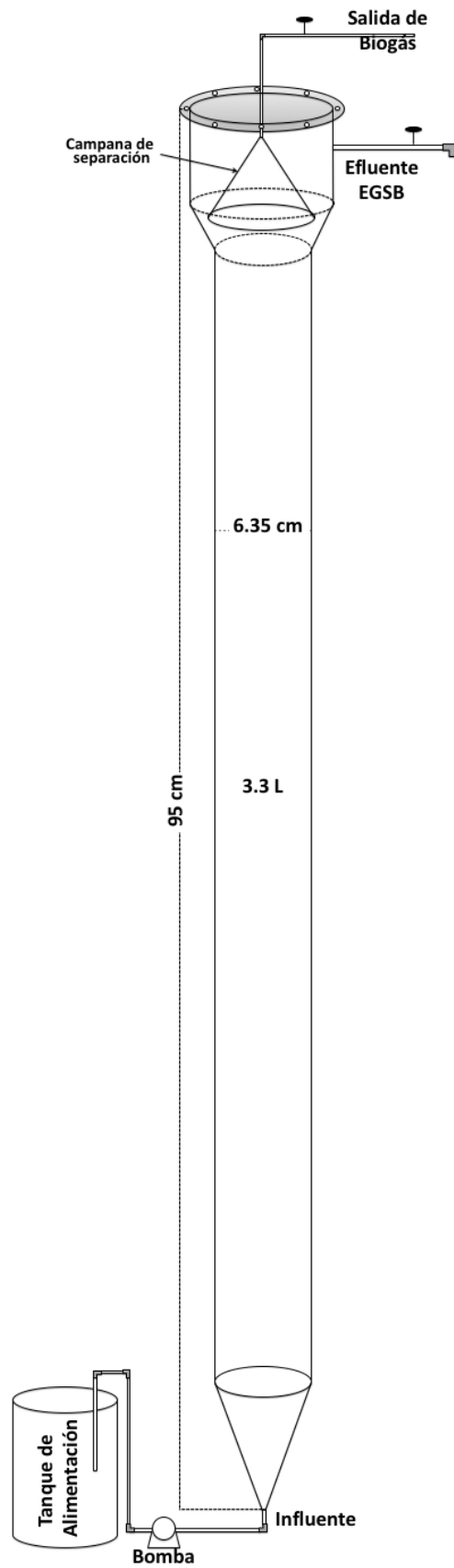


Figura 5.15 Diseño del biorreactor EGSB

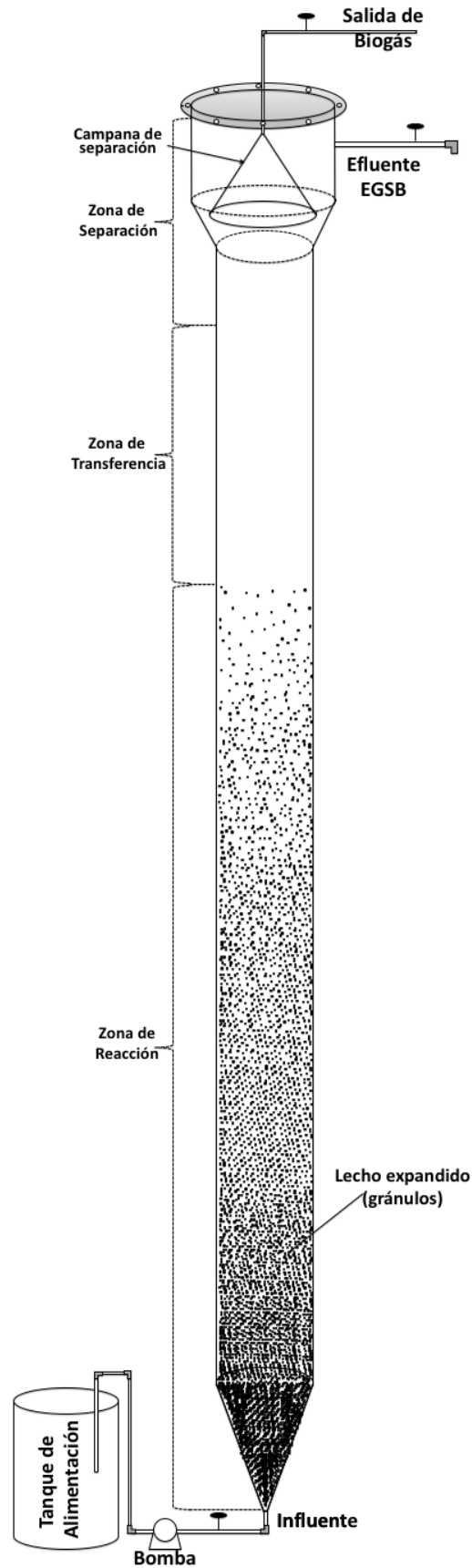


Figura 5.16 Zonas de operación del biorreactor EGSB

5.4 ARRANQUE Y MONITOREO DE LOS BIORREACTORES EGSB

Los análisis realizados en el periodo de operación de los biorreactores fueron efectuados basándose en los métodos estandarizados ya descritos en la sección 4.8. En la *Figura 5.17* se muestran los biorreactores en operación.



Figura 5.17 Biorreactores EGSB en operación

En la *Figura 5.18* se pueden observar las condiciones de operación de los biorreactores.

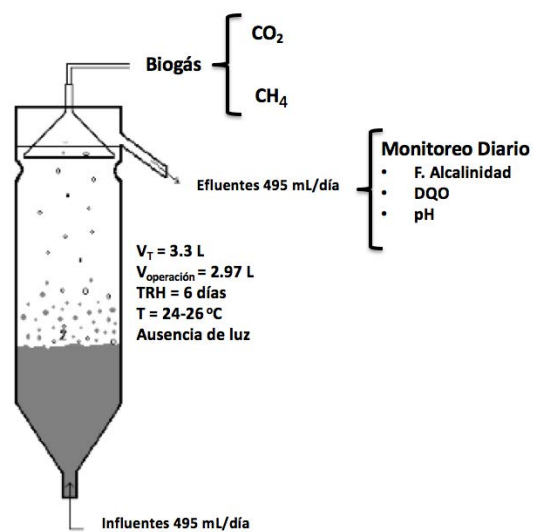


Figura 5.18 Condiciones de operación en los biorreactores

A continuación se presentan los resultados obtenidos del seguimiento durante la fase del monitoreo de los biorreactores EGSB.

Los biorreactores R₁(ABHC), R₂ (Lactosuero) y R₃ (Vinazas) operaron durante 60 días en condiciones mesófilas. La temperatura promedio de los influentes fue de $21.3 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$. La *Figura 5.19* muestra el perfil de temperatura de los efluentes de los biorreactores EGSB, en donde se puede observar que los efluentes se mantuvieron en un rango de temperatura estable en condiciones mesófilas entre los $24\text{-}26^{\circ}\text{C}$.

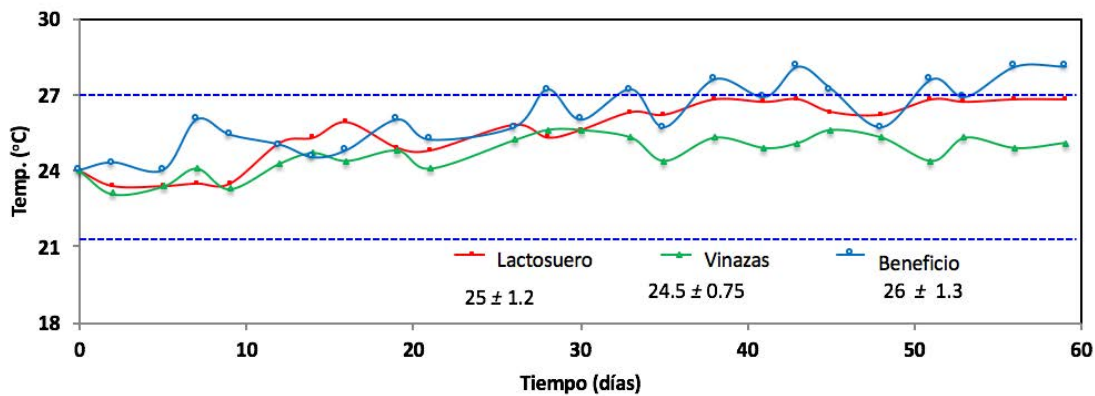


Figura 5.19 Monitoreo de la temperatura en los efluentes de los biorreactores EGSB

El pH en los biorreactores anaerobios (fundamentados en la digestión anaerobia) es un factor esencial para el funcionamiento óptimo del sistema, debido a que los microorganismos metanógenos tienen un crecimiento óptimo en el rango de pH entre 6.8 y 7.6 (Rittmann y McCarty, 2007) aunque se puede lograr un buen funcionamiento del biorreactor en un rango de pH más amplio (6.0-8.0). Sin embargo se deben evitar los valores inferiores a 6.0 y superiores a 8.3, ya que pueden inhibir los microorganismos metanógenos (Chernicharo, 2007). Mantener el biorreactor en el rango apropiado depende de la capacidad de amortiguación de este, es decir, de la alcalinidad que este presente; así como la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV).

La acumulación de AGV produce condiciones de estrés en los procesos anaerobios (disminuyendo el pH); por lo tanto, es necesario evitar su acumulación y disminución del pH, ya que podría desestabilizar el sistema (Martin-González *et al.*, 2013), por otro lado el incremento de pH debido a la formación de amoníaco por el exceso de nitrógeno presente en el aguas

residual también causaría una desestabilización del sistema disminuyendo así su eficiencia de remoción de materia orgánica y producción de biogás.

Por lo que a continuación se muestra el perfil de pH de los biorreactores EGSB en la *Figura 5.20*. Aunque los influentes se ajustaron a pH 7 con NaOH antes de la alimentación a los biorreactores, se puede observar que en los primeros 10 días los biorreactores EGSB sufrieron acidificación, por lo que posteriormente se remplazo el NaOH por NaHCO₃, después de eso los niveles de pH de los biorreactores comenzaron a subir hasta que se mantuvieron estables (después del día 20) en condiciones favorables para las bacterias anaerobias según lo informado por Mao et al. (2015).

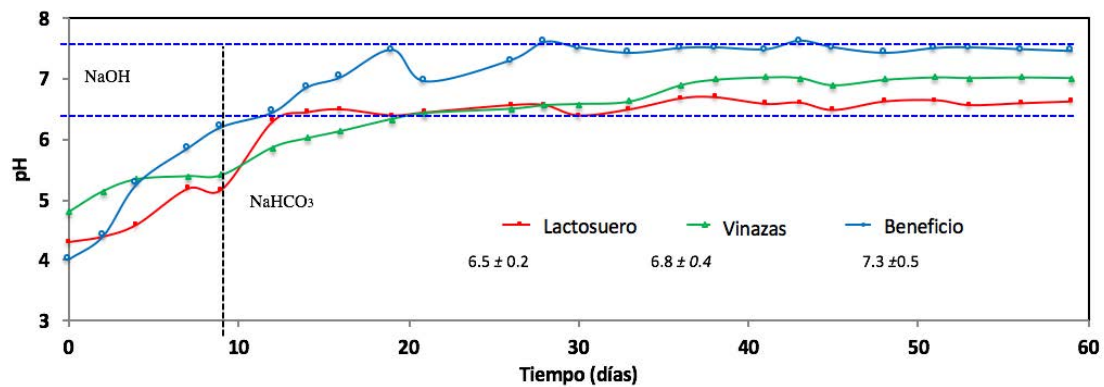
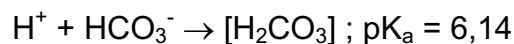


Figura 5.20 Monitoreo del pH en los efluentes de los biorreactores EGSB

La mayor estabilidad de los biorreactores EGSB a causa del NaHCO₃ (base conjugada del ácido carbónico (H₂CO₃), es debido a que este es un tampón muy eficaz ya que la relación HCO₃⁻/H₂CO₃ es muy alta, lo que supone una alta capacidad para amortiguar los ácidos. En donde el ion bicarbonato (HCO₃⁻) se puede combinar con un protón (H⁺) para formar ácido carbónico (H₂CO₃), absorbiendo así protones de la disolución y elevando el pH del sistema.



[Reacción ácido-base no enzimática, prácticamente instantánea]

Por otro lado, un parámetro importante para monitorear en un biorreactor anaerobio como el EGSB es el factor de alcalinidad, ya que es una manera simple de determinar las condiciones en el sistema anaerobio. Esta técnica se

basa en determinar la alcalinidad suministrada por los grupos carbonato/bicarbonato como formas no protonadas de AGV (Londoño y Peñuela, 2015).

En este estudio, el índice de alcalinidad se determinó obteniendo la alcalinidad total (AT), la alcalinidad parcial (AP) y la alcalinidad intermedia (AI). En donde la AT es la cantidad de alcalinidad proporcionada por el AGV y el carbonato/bicarbonato; la AP se refiere a la alcalinidad proporcionada solo por el carbonato/bicarbonato; la AI es la diferencia (AT-AP) y está relacionada solo con la alcalinidad proporcionada por AGV (Björnsson *et al.*, 2001). En la *Figura 5.21* se muestra el comportamiento de estos parámetros durante todo el periodo de evaluación de los biorreactores. El factor de alcalinidad se basó en la relación IA/TA, donde el rango recomendado es de 0.2-0.4 para evitar condiciones inestables en el sistema por la acumulación de AGV (Rojas, 2004; Pérez y Torres, 2008), ya que mientras que valores menores a 0.20 indican subalimentación y mayores a 0.35, principios de acidificación (Rojas, 2004).

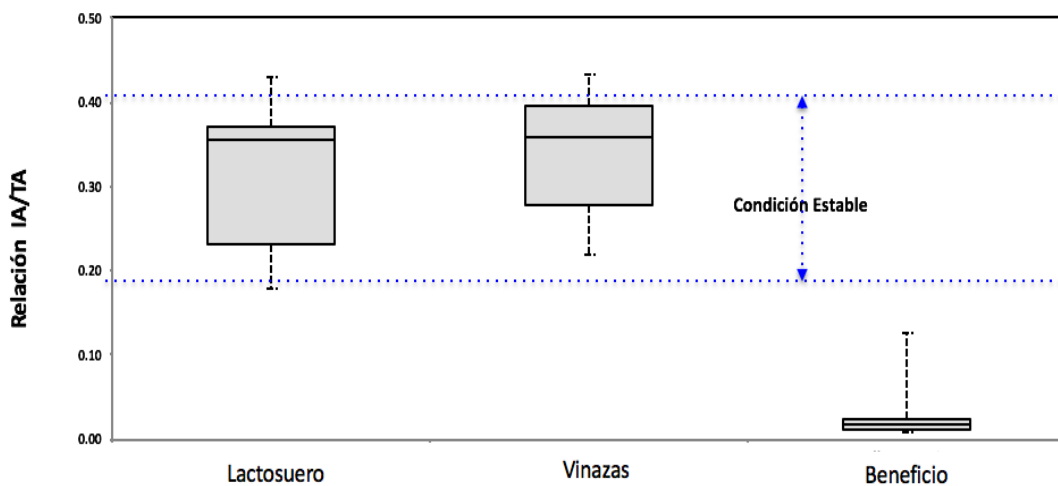


Figura 5.21 Comportamiento del factor de alcalinidad durante el funcionamiento de los biorreactores

Por otro lado, este índice depende del tipo de aguas residuales, por lo que la estabilidad del proceso se puede lograr con diferentes valores del índice. La relación AI/AT en el biorreactor R₁ fue de 0,31 y biorreactor R₂ fue de 0,34

(condiciones estables), lo que que acuerdo a lo reportado por Rojas (2004) estos biorreactores presentaron un buen funcionamiento y excelente capacidad tampón, sin embargo, el biorreactor R_3 presentó un valor menor de 0.2 (valores promedio de 0.03), lo que indica la destrucción potencial de la capacidad de amortiguación de los bicarbonatos debido a la posible acumulación de AGV (Martin-Gonzalez *et al.*, 2013). Sin embargo, el pH en los valores del biorreactor R_3 se mantuvo entre 6.5 y 8.0, lo que indica que no hay acidificación (si el pH es superior a 7, la mayoría de los AGV están en forma aniónica, ya que pK de AGV están en el rango de 4.8-5.0 y el factor de alcalinidad está cerca de cero, entonces no están presentes formas aniónicas ni neutras), por lo tanto, un valor del factor de alcalinidad muy bajo muestra un sistema equilibrado sin acumulación de AGV.

Por otro lado este resultado nos recomienda que el biorreactor R_3 tiene la capacidad de poder tratar mayor cantidad de ABHC o dicho de otra forma disminuir el TRH del biorreactor.

Un parámetro importante para medir la eficiencia de los biorreactores y por ende el rendimiento del tratamiento anaerobio fue determinado por el parámetro de DQO, estos resultados se muestran en las *Figuras 5.22-5.24*.

En las figuras se presenta una línea divisoria que separa las dos etapas de operación del biorreactor como se puede ver en la primera etapa cuando los influentes fueron amortiguados con NaOH. Como puede verse en la *Figura 5.20*, el pH de los biorreactores R_1 y R_2 tendieron a acidificarse, por lo que en la segunda etapa se tamponaron con NaHCO_3 observando un aumento del pH y una mejor estabilidad de los biorreactores, generando una mayor eliminación de materia orgánica importante después de 10 días.

La *Figura 5.22* se presenta la evaluación de la eficiencia de eliminación de la materia orgánica en el biorreactor R_1 , donde se puede observar que el biorreactor funcionó de manera estable y eficiente durante todo el período de evaluación, alcanzando tasas de eliminación del 96%; Los efluentes del biorreactor R_1 se generaron con una concentración de materia orgánica de 694 mg/L. Este valor es el primero informado con este tipo de biorreactor alimentado con aguas del beneficio húmedo del café.

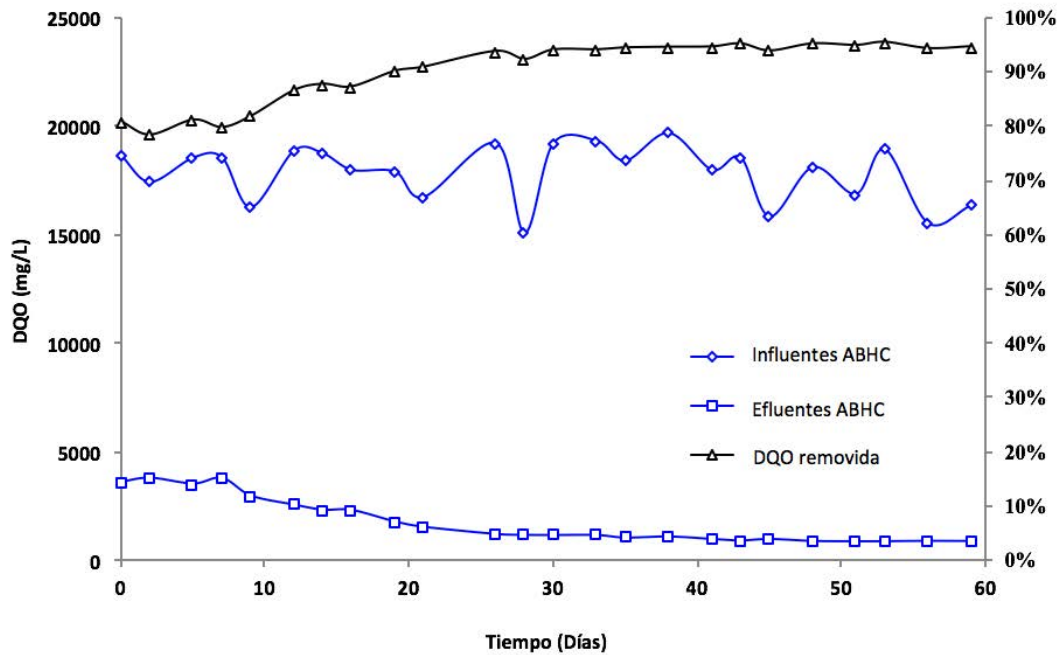


Figura 5.22 Rendimiento del biorreactor EGSB en el tratamiento de ABHC

La Figura 5.23 presenta la evaluación de la eficiencia de eliminación de materia orgánica en el biorreactor R_2 , donde se puede observar que en los primeros días disminuyó, debido a que comenzó a acidificarse (causada por la producción de ácidos grasos volátiles por la bacteria acidogénicas/acetogénica, debido a que la acidogenesis es más rápida que la metanogénesis, ya que el consumo de las arqueas metanogénicas es mas lento y por ende conlleva a la acumulación de AGV en el sistema), este fenómeno fue similar al reportado por Rodgers *et al.*, 2004, donde recomienda la suplementación de álcalis durante el período de puesta en marcha o durante el proceso para evitar la acidificación del biorreactor alimentado por lactosuero. Por lo tanto, se tamponó con NaHCO_3 , observando una rápida recuperación del pH y una mayor eliminación de DQO posterior al cambio de buffer. En promedio, la eficiencia de las tasas de remoción de DQO fue del 91%, sin embargo, aun cuando el porcentaje de remoción fue alto, se generaron efluentes con una concentración de materia orgánica de 4105 mg/L.

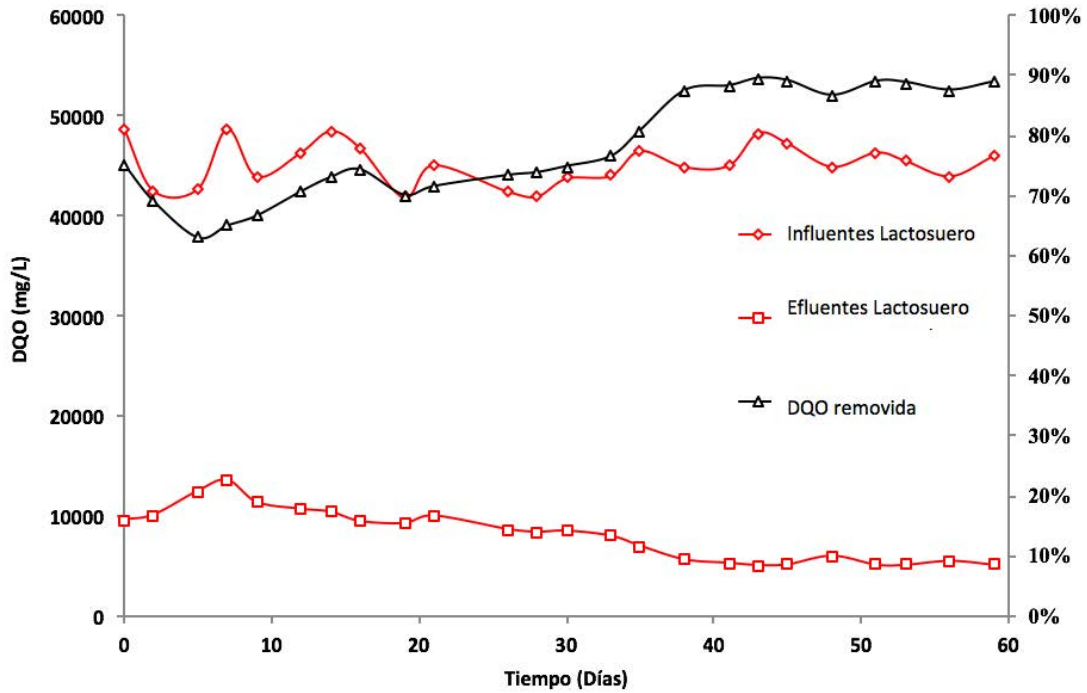


Figura 5.23 Rendimiento del biorreactor EGSB en el tratamiento de lactosuero

La *Figura 5.24* presenta la evaluación de la eficiencia de eliminación de la materia orgánica en el biorreactor R_3 alimentado por vinazas, donde se puede observar que el biorreactor funcionó de manera estable y eficiente durante el período de evaluación (con NaOH y NaHCO₃), alcanzando tasas de remoción del 70%; como se puede ver la eficiencia de remoción de DQO no es tan alta comparada con los otros biorreactores que presentaron remociones por encima del 90%, por lo que el biorreactor R_3 genero efluentes con una concentración de materia orgánica de 8683 mg/L.

Los bajos valores en la tasa de eliminación se debieron al hecho de que aun cuando el biorreactor opero de manera exitosa la fracción biodegradable de la materia orgánica en la vinaza; estas presentan una importante fracción de compuestos recalcitrantes (es decir, melanoidinas, caramelo, melanina, propios del licor de destilerías y compuestos fenólicos) que aún permanece después del tratamiento anaerobio.

La dificultad que tienen estos compuestos para ser degradados por los microorganismos presentes en la digestión anaerobia es debido a que estos compuestos fenólicos constan de estructuras cíclicas de un anillo bencénico,

que contiene uno o diversos grupos hidroxilo, en la mayoría de los casos combinadas con un ácido orgánico, un azúcar o bien, con ellas mismas para formar un polímero, por ello se sugiere considerar el tipo de fenoles presentes en el efluente ya que el proceso se hace más lento cuando existen compuestos fenólicos complejos. Sin embargo, los valores de eliminación obtenidos fueron ligeramente más altos que los valores informados por Qinglin et al. (2012).

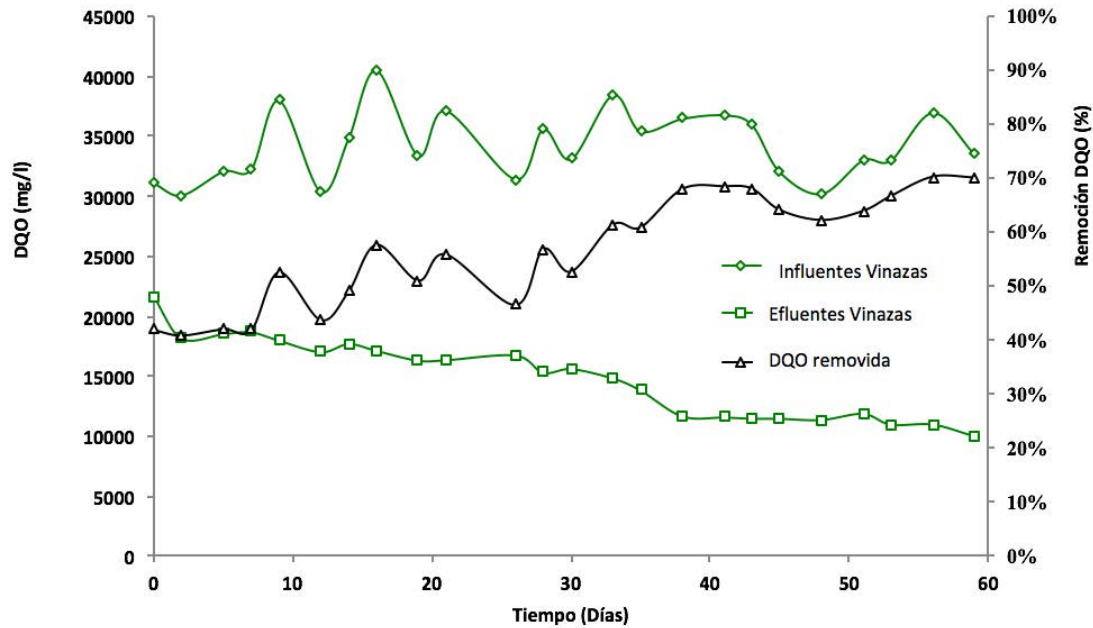


Figura 5.24 Rendimiento del biorreactor EGSB en el tratamiento de las vinazas

A continuación en la *Figura 5.25* se presentan de izquierda a derecha la imagen comparativa de los influentes y efluentes tratados en los biorreactores EGSB.



Figura 5.25 Influentes y efluentes de los biorreactores

En la *Tabla 5.4* se presentan los resultados de otros parámetros analizados inmediatamente después de establecer el equilibrio en los biorreactores.

Tabla 5.4 Datos generales de los influentes y efluentes de los biorreactores

Parámetros	R ₁			R ₂			R ₃		
	Influente	Efluente	E (%)	Influente	Efluente	E (%)	Influente	Efluente	E (%)
DQO (mg O ₂ /L)	19855	694	96	45213	4105	91	34609	8683	74
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	14760	620	95	34101.1	4280	87	26302.8	4550	82
ST (g/L)	10.795	1.46	86	19.558	5.66	71	32.445	12.48	62
Color (Pt-Co)	8033	1180	85	4680	2547	46	35333	26366	25
Turbidez (NTU)	677.6	67.5	90	277	121.4	56	721	430	40
Fosforo (mg/L)	18.4	32.3	-	240.6	294	-	35.2	46.1	-
Nitrógeno (mg/L)	310.1	18.9	94	1090.8	138.3	87	701.7	75.8	89

R1 (ABHC), R2 (Lactosuero) y R3 (vinazas).

E (%) = Eficiencia de remoción

Los resultados muestran que los biorreactores funcionaron correctamente y generaron una alta eficiencia de remoción, sin embargo aun cuando los biorreactores generaron eficiencia de remociones altas, los efluentes generados por los biorreactores EGSB aún no pueden descargarse al sistema de alcantarillado ni a los cuerpos de agua superficial (por ejemplo, ríos, lagos, etc.) ya que aún no cumple con las Regulaciones Ambientales por lo que se recomienda un segundo tratamiento anaerobio como un biorreactor de lecho fluidizado de flujo ascendente, filtros anaerobio, tratamiento fúngico o tratamiento aerobio combinado con otros métodos, para cumplir con los límites permisibles de la OMS y la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Posteriormente al análisis realizado sobre la eficiencia del tratamiento anaerobio sobre los biorreactores EGSB se prosiguió con la evaluación de la producción de metano y la tasa de producción de metano por cada aguas residual agroindustrial. Con los registros llevados a cabo cada hora del volumen de CH₄ producido, se construyó la grafica que se observa en la *Figura 5.26* la cual muestra una producción máxima de metano por día.

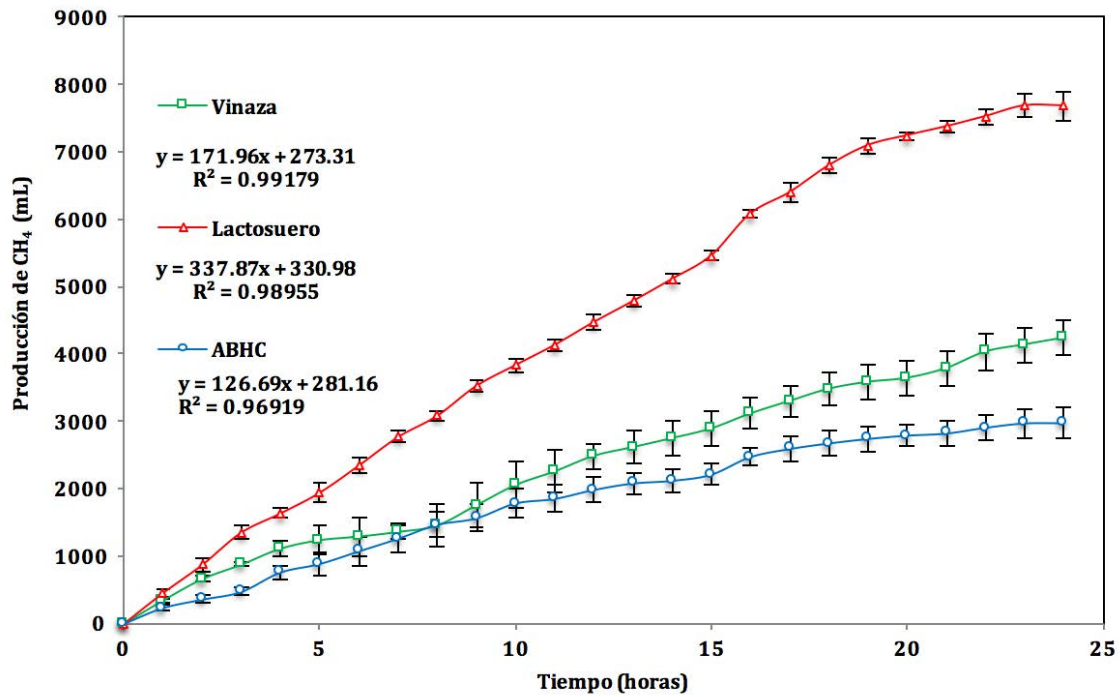


Figura 5.26 Cinética de producción de metano

La producción de metano y la tasa de producción de metano en los biorreactores R₁, R₂ y R₃ fue de 2974 mL CH₄/día y 1 mL CH₄/cm³ de biorreactor por día; 7680 mL/día y 2.58 mL CH₄/cm³ de biorreactor por día y 4235 mL/día y 1.42 mL CH₄/cm³ de biorreactor por día, respectivamente. La producción de metano y la tasa de producción mostraron diferencia estadísticamente significativa (p < 0.05) para cada agua residual agroindustrial.

La mayor producción de metano generada por el biorreactor alimentado por lactosuero se atribuye al hecho de que es un sustrato altamente biodegradable como se muestra en su índice de biodegradabilidad (BI) presentado en la *Tabla 5.1*, sin embargo este biorreactor tiende a acidificarse, por lo que es necesario acondicionar con soluciones tampón (NaHCO₃) para su buen funcionamiento. Por otro lado, la menor producción de metano generado por las vinazas y las ABHC se debió a la propia naturaleza del sustrato, ya que estos presentaron un menor índice de biodegradabilidad y mayor complejidad, ya que los biorreactores operaron estables (sin acidificación) a lo largo de la evaluación.

Como se puede ver en la cinética de producción de metano (*Figura 5.26*) las aguas residuales agroindustriales son sustratos idóneos para la generación de metano a partir de la digestión anaerobia. Sin embargo, toda producción de metano, tiene un límite, el cual depende fundamentalmente de la naturaleza de la materia prima dispuesta en el sistema digestor llamado potencial bioquímico de metano (PBM). A partir de los datos obtenidos en la cinética de producción de metano (*Figura 5.26*) y la *Ecuación 4.16* se genero la cinética del PBM (*Figura 5.27*), la cual permitió estimar la máxima generación de metano para las aguas residuales agroindustriales.

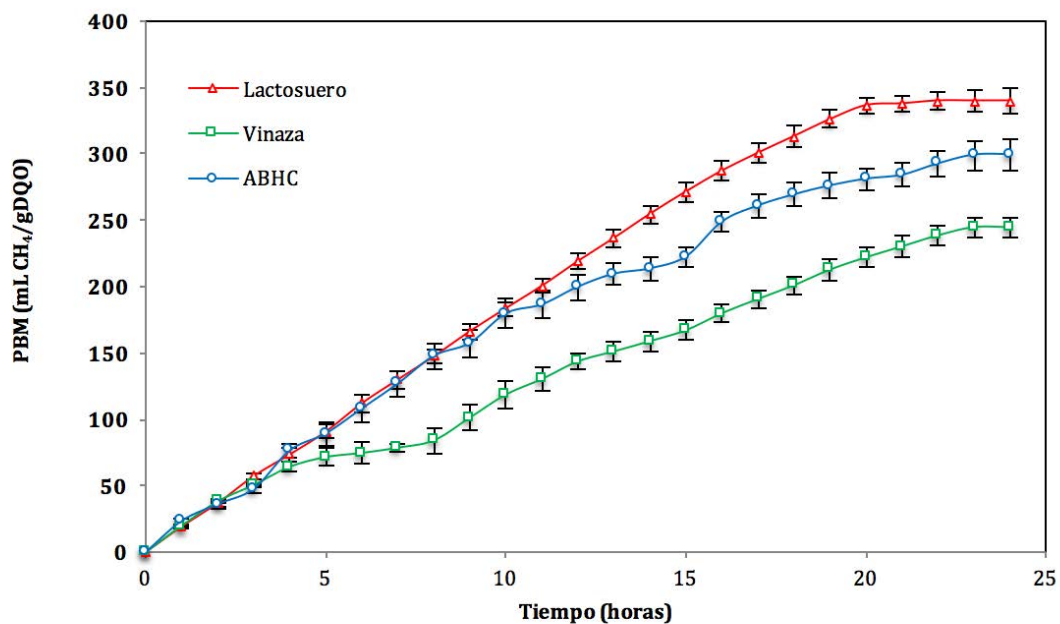


Figura 5.27 Cinética del potencial bioquímico de metano

Esta agua residuales agroindustriales presentaron un PBM de 300 mL CH₄/gDQO para las ABHC, 340 mL CH₄/gDQO para el lactosuero y 245 mL CH₄/gDQO para las vinazas. Estos valores son similares a los reportados por Janke et al. (2015), Cruz-Salomón et al. (2017b) y Labatut et al. (2011) (106-502 mL CH₄/gDQO).

Por otro lado, Deublenin y Steinhauser (2008) reportaron que la composición promedio del biogás es de 55-70% de metano y 30-45% de dióxido de carbono, comparando estos valores con los resultados observados

la producción de biogás por los biorreactores R₁, R₂, R₃ contenía 80.3%, 63.5% y 70.8% de metano respectivamente, generando un poder calorífico de 28.84, 22.80 y 25.46 MJ/m³, respectivamente (determinado en condiciones normales); por lo tanto, estos productos pueden considerarse como combustible, ya que el biogás con una concentración superior al 45% de metano es inflamable. Por lo que, estas aguas residuales agroindustriales tienen el potencial de ser una alternativa sostenible para la producción de bioenergía.

Con los modelos matemáticos obtenidos en la cinética de producción de metano de la *Figura 5.26* se obtuvieron los valores de las pendientes representativas a cada aguas residual agroindustrial, valores que posteriormente permitieron determinar la AME.

De cada grafica se tomó la pendiente máxima de la producción de metano, de acuerdo a lo establecido por Torres-Lozada, (2010). Junto con las pendientes obtenidas de la *Figura 5.26*, se presentan en la *Tabla 5.5* los valores utilizados para determinar la actividad metanogénica específica de los inóculos en los biorreactores, al mismo tiempo que se presentan los resultados de la AME. Como se puede observar los valores de la AME se encuentran dentro de lo reportado por la literatura. Estos valores de AME son muy similares esto es debido a que los inóculos utilizados en los tres biorreactores provienen del mismo inóculo semilla.

Tabla 5.5 Parámetros para determinar la AME

Biorreactores	V _{CH4} (L)	m	M (g)	AME ($\frac{gr\ DQO}{grSTV*dia}$)	AME ($\frac{gr\ DQO}{grSTV*dia}$) Reportada
EGSB _{ABHC}	2.974	126.69	2950	0.346	0.1 -1.5
EGSB _{Lactosuero}	7.680	337.87	2994	0.352	
EGSB _{Vinazas}	4.235	171.96	2890	0.337	

m: pendiente; M: masa de los lodos.

CAPÍTULO VI

CONCLUSIÓN

En este proyecto de tesis se caracterizaron las aguas residuales agroindustriales (ABHC, lactosuero y vinazas), se aclimataron tres inóculos a partir de un inóculo semilla proveniente de un biorreactor UASB de una PTAR, se diseñaron y evaluaron tres biorreactores EGSB. Los resultados alcanzados permiten plantear las siguientes conclusiones:

- ☞ Los resultados arrojados por la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales agroindustriales demostraron que cada parámetro evaluado, no cumple con los límites máximos permisibles establecidos por la OMS, ni con los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, por lo que si estas aguas residuales son vertidas a un cuerpo de agua sin tratamiento previo pueden causar grandes problemas ambientales tales como anoxia, eutrofización, acidificación, sodicidad, fitotoxicidad, muerte de ecosistema y por ende la modificación del ecosistema permitiendo el desarrollo de fauna oportunista. Por lo que es necesario un tratamiento previo a ser descargados a cuerpos de agua o suelos.
- ☞ De igual modo los resultados de dicha caracterización indicaron que este tipo de aguas residuales cumplen con las características adecuadas para un tratamiento biológico anaerobio, debido a su alto índice de biodegradabilidad (0.82 ABHC, 0.98 Lactosuero y 0.76 Vinazas) de sus compuestos y a su excelente relación C/N (16/1 (ABHC), 15/1 (lactosuero) y 25/1 (vinazas)). Por lo tanto, la digestión anaerobia representa una opción viable, y económicamente rentable debido a los beneficios que aporta.
- ☞ Los tres inóculos se aclimataron de manera eficiente en un periodo de tiempo de 90 días, llegando a alcanzar remociones superiores al 90 % en un tiempo de retención hidráulica de 6 días.
- ☞ El diseño de los biorreactores EGSB no presentaron problemas en la operación y en la hidrodinámica de los biorreactores, así como el material utilizado para su construcción ya que estos operaron de manera estable y eficiente, generando efluentes con un porcentaje de remoción de DQO y DBO₅ altos (96 y 95% ABHC; 91 y 87% lactosuero; 74 y 82

vinazas). Sin embargo, aun cuando los resultados muestran un alto porcentaje de remoción de materia orgánica y una alta eficiencia en el tratamiento, los efluentes aun no cumplen con los límites máximos permisibles para descarga de aguas residuales a bienes nacionales establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 ni con la OMS.

- ☞ Esta agua residuales agroindustriales tienen potencial muy grande para ser utilizadas como sustrato para la generación de biogás en los biorreactores EGSB, llegando a alcanzar una producción de metano de 300 (ABHC), 340 (lactosuero) y 245 ml de CH₄/gCOD (vinazas). Generando biogás con una composición en metano de 80.3 (ABHC), 63.6 (lactosuero), 70.8 (vinazas) % metano y un poder calorífico de 28.84 (ABHC), 22.8 (lactosuero) y 25.46 (vinazas) MJ/m³.
- ☞ En base a todos los resultados obtenidos, el biorreactor anaerobio EGSB puede ser una solución a los desafíos ambientales que enfrenta esta agroindustria, ya que podría ser una alternativa sostenible para resolver simultáneamente la contaminación ambiental causada por la aguas residuales agroindustriales y producir bioenergía para el funcionamiento del mismo agroindustria.

RECOMENDACIONES

- ☞ Se recomienda darle seguimiento a la evaluación del biorreactor EGSB en diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH) para optimizar el sistema y así determinar cuál es el que presenta mayor porcentaje de remoción de materia orgánica, nutrientes aunado a una mayor producción de biogás.
- ☞ Se recomienda evaluar al biorreactor EGSB incrementando la carga orgánica debido a que las aguas residuales agroindustriales utilizadas estuvieron bajo disolución 50% V/V, por lo que sería adecuado tratar este tipo de aguas en dilución 60%, 70%, 80%, 90% y 100%.
- ☞ Debido a que los efluentes generados por los biorreactores EGSB no cumplen con los parámetros permitidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996, ni los parámetros de la OMS, se recomienda un segundo tratamiento biológico a estos efluentes.
- ☞ Se recomienda modificar el biorreactor EGSB implementando un sistema de enzimas fúngicas que puedan degradar compuesto recalcitrantes y poder así incrementar el porcentaje de remoción de materia orgánica para las vinazas y aguas del beneficio húmedo del café.
- ☞ La digestión anaerobia no elimina la fuente de nitrógeno, sino por el contrario aumenta la concentración, por tal razón se recomienda una eliminación biológica a través del proceso de nitrificación-desnitrificación, SHARON, ANAMMOX o SHARON-ANAMMOX. En el cual podemos obtener hidracina (N_2H_4) el cual se utiliza como combustible. Por otro lado los humedales artificiales han tenido buenos resultados en la disminución de nutrientes (fosforo y nitrógeno) además de ser una tecnología de bajo costo, por lo que podría ser una buena opción como post-tratamiento para los efluentes o pueden disminuirse mediante procesos específicos para cada uno, recuperando compuestos

como la estruvita (proveniente del fósforo) y convirtiéndola comúnmente como fertilizante, el cual aporta mayores beneficios a los cultivos en comparación con los fertilizantes comunes.

- ☞ Para efectos de la reutilización de los efluentes para uso o consumo humano se recomienda caracterizar microbiológicamente los efluentes ya que podrían presentar microorganismos patógenos muy comunes en procesos biológicos anaerobios y otros contaminantes no considerados en la evaluación del biorreactor.

- ☞ Los biorreactores cuenta con una campana separadora (GLS), pero no se diseñó un post-tratamiento al biogás. Se recomienda diseñar un post-tratamiento para la eliminación de CO₂ y H₂S; elevando así la calidad del biogás.

- ☞ Se recomienda llevar acabo la caracterización de los inóculos por medio de biología molecular mediante el gen 16S ARNr, para identificar el cambios de estratificación que sufrió el inóculo durante la aclimatación.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdalla K.Z.; Hammam G. (2014).** Correlation between biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand for various wastewater treatment plants in Egypt to obtain the biodegradability indices. *Int. J. Sci. Basic Appl. Res(IJSBR)* 13(1): 42-48.
- Abdelgadir A.; Chen X.; Liu J.; Xie X.; Zhang J.; Zhang K.; Wang H.; Liu N. (2014).** Characteristics, Process Parameters, and Inner Components of Anaerobic Bioreactors. *BioMed Research International*.
- Aguirre A. (1993).** Química de los suelos salinos y sódicos. FES-Cuatitlán, UNAM, D.F. México.
- Aguirre, P. (2004).** Mecanismos de eliminación de la material orgánica y de los nutrientes en humedales construidos de flujo subsuperficial. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Pp. 17-29. Edic. CPET. Barcelona.
- Almeida K.E.; Tamime A.Y.; Oliveira M.N. (2009).** Influence of total solids contents of milk whey on the acidifying profile and viability of various lactic acid bacteria. *LWT - Food Science and Technology*.
- Álvarez J.; Hugh S.; Cuba N.; Loza-Murguía M. (2011).** Evaluación de un sistema de tratamiento de aguas residuales del prebeneficiado de café (*Coffea arabica*) implementado en la comunidad Carmen Pampa provincia Nor Yungas del Departamento de La Paz. *Journal of the Selva Andina Reserch Society*. 2(1): 34-42.
- Arango B.O.; Sanches S.L. (2009).** Tratamiento de aguas residuales de la industria láctea en sistemas anaerobios tipo UASB. *Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 7(2), 24-29.
- Arévalo-Arévalo E.M.L. (2014).** Determinación de la actividad de agua y pH y su relación en la actividad microbiológica de queso que se expende en el mercado central de Machala. Tesis posgrado. Universidad Técnica de Machala.
- Atlas R.M; Bartha R. (1992).** *Microbial Ecology Fundamentals and Applications*. Benjamin/Cumming Publishing Company, Inc., Menlo Park, California.
- Bai C.; Zhang D.; He Q.; Lu P.; Ai H. (2013).** An EGSB-SBR based process for coupling methanogenesis and shortcut nitrogen removal . *Water Science & Technology*. 68(7), 1633-1640.
- Banks M. (2006).** The world's water crisis-Turning the tide policies for future. European Policy Summit. 20 Junio 2006. Bruselas.
- Batlló C. M. (1993).** Residuos ganaderos. Fundación " La caixa": Aedos. Barcelona, España.
- Be-Hassan R.M.; Hhaly A.E. (1994).** Continous propagation of *Kluyveromices fragilis* in cheese whey for pollution potential reduction. *Appl. Biochem.Biotechnol*. 47(1):89-105.

- Bejarano-Bonilla J.S. (2016).** Caracterización fisicoquímica del sustrato agotado de *Pleurotus ostreatus* (Orellana) y sus potencialidades agroindustriales. Tesis Posgrado, Universidad San Buenaventura Cali. Disponible en línea: http://bibliotecadigital.usb.edu.co/bitstream/10819/4249/3/caracterizacion_fisicoquimica_sustrato_bejarano_2016.pdf
- Bello J.M.L.; Lizeldi B.V.; González E.V.; Manzo A.S.; Nochebuena X.P.; Quiñones-Ramírez E.I.; Vázquez-Salinas C. (2004).** Productos Lácteos: La ruta de la metamorfosis. Revista Digital Universitaria. 5(7):1-14.
- Benitez F.; Real F.; Acero J.; Garcia J.; Sanchez M. (2003).** Kinetics of the ozonation and aerobic biodegradation of wine vinasses in discontinuous and continuous processes. J. Hazard. Mater. 101(2): 203–218.
- Bergey. (2005).** Manual of Determinative Bacteriology. The Williams and Wilkins Co. 8a ed. 4:20-105. Baltimore, EEUU.
- Bermúdez R.C.; Rodríguez S.; Martínez M.; Terry A.I. (2003).** Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la producción de biogás. Tecnología Química. 23(2): 37-44.
- Beyene A.; Kassahun Y.; Addis T.; Assefa F.; Amsalu A.; Legesse W.; Kloos H.; Triest L. (2012).** The impact of traditional coffee processing on river water quality in Ethiopia and the urgency of adopting sound environmental practices. Environ Monit Assess. 184: 7053-7063.
- Björnsson L.; Murto M.; Jantsch T.G.; Mattiasson B. (2001).** Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion. Water Research, 35 (12): 2833-2840.
- Bostid (1977).** Report. Methane Generation from Human, Animal, and Agricultural Wastes. National Academy of Sciences, Washington.
- Bryant M.; Tzeng S.; Robinson M.; Joyner A. (1971).** Nutrient requirements of methanogenic bacteria. En: Anaerobic biological treatment process (Advances in Chemistry Series 105). Pp. 23-40. American Chemical Society, Washington, D.C. EEUU.
- Callejas J.; Prieto F.; Reyes V.; Marmolejo Y.; Méndez M.A. (2012).** Caracterización fisicoquímica de un lactosuero: potencialidad de recuperación de fosforo. Universidad de Guanajuato. 22(1):11-12.
- Campos, P. A. (2001).** Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante codigestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria. Tesis Doctoral. Facultad de Agronomía. Universidad de Lleida, España.
- Capasso R.; Cristinzio G.; Evidente A. (1992).** Isolation, spectroscopy and selective phytotoxic effects of polyphenols from vegetable wastewaters. Phytochemistry. 31:4125–4128.
- Carmona, L. (1990).** Análisis de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, Instituto de Investigaciones Jurídicas de la Universidad Nacional Autónoma de México, boletín de Derecho Comparado No. 67 enero-abril. 232-243 pp.

- Castro-González A.; Duran-de-Bazua C. (2002).** Procesos de separación: Aplicaciones para la cuantificación de biogases producidos en reactores anaerobios. *Tecnol. Ciecía Ed. (IMIQ)*. 17(2):84-94.
- Chamorro M.; Losada M. (2002).** El Análisis Sensorial de los Quesos (págs. 32 - 36). Madrid: Mundi-Prensa.
- Chamy R. M.; Oyanedel V. B.; Jeison D. N.; Campos J. L. G. (2003).** Biological Removal of Organic Matter. In *Advances in Environmental Biotechnology: Liquid and Solids Residues Treatment*; Chamy. R. M., Ed.; University Editions of Valparaíso. 27-114 pp.
- Chen T.; Zheng P.; Shen L.; Ding S.; Mahmood Q. (2011).** Kinetic characteristics and microbial community of Anammox-EGSB reactor. *J. Hazard Mater.* 190(1-3): 28-35.
- Chernicharo C. (2007).** Principios do tratamento biológico de águas residuárias. Universidad Federal de Minas Gerais. Vol 5. Brasil.
- Chu L.B.; Yang F. L.; Zhang X. W. (2005).** Anaerobic treatment of domestic wastewater in a membrane-coupled expended granular sludge bed (EGSB) reactor under moderate to low temperature. *Process Biochemistry*. 40, 1063–1070.
- Chynoweth D.P.; Fannin K.F.; Srivastava V.J. (1987).** Biological gasification of marine algae. In: Bird KT, Benson PH (eds), seaweed cultivation for Renewable Resources Elvieser Press, Amsterdam,285-304.
- Clesceri L.A. (1998).** Greenberg and A. Eaton: Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th Ed. A.P.H.A., Whashington D.C. 5-13, 5-52.
- Coca M.; Peña M.; González G. (2005).** Variables affecting efficiency of molasses fermentation wastewater ozonation. *Chemosphere*. 60:1408–1415.
- Conagua, Subdirección General de Administración del Agua. (2018).** Disponible en línea: <https://www.gob.mx/conagua> (accedido el 15 de enero de 2018).
- Conil P. (2006).** Manejo de vinazas, metanización y compostaje, aplicaciones industriales. Biotec Technology. Nota técnica. Colombia.
- Connaughton S.; Collins G.; O’Flaherty, V. (2006).** Psychrophilic and Mesophilic Anaerobic Digestion of Brewery Effluent: A Comparative Study. *Water Res.* 40, 2503.
- Cruz-Salomón A. (2014).** Diseño, construcción y evaluación de un reactor UASB para la generación de biogás a partir de vinazas. Tesis posgrado. Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez.
- Cruz-Salomón A.; Meza-Gordillo R.; Rosales-Quintero A.; Ventura-Canseco C.; Lagunas-Rivera S.; Carrasco-Cervantes J.(2017b).** Biogas production from a native beverage vinasse using a modified UASB bioreactor. *Fuel*. 198: 170-174.
- Cruz-Salomón A.; Ríos-Valdivinos E.; Pola-Albores F.; Lagunas-Rivera S.; Meza-Gordillo R.; Ruíz-Valdiviezo V.M. (2018).** Evaluation of Hydraulic Retention Time on Treatment of Coffee Processing Wastewater (CPWW) in EGSB Bioreactor. *Sustainability*. 10(1): 83.

- Cruz-Salomón A.; Ríos-Valdovinos E.; Pola-Albores F.; Meza-Gordillo R.; Lagunas-Rivera S.; Ruíz-Valdiviezo V.M. (2017a).** Anaerobic treatment of agro-industrial wastewater for COD removal in expanded granular sludge bed bioreactor. *Biofuel Research Journal*. 16:715-720.
- Del Real J.; Islas J. (2010).** Biodegradación anaerobia de las aguas generadas en el despulpa del café. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 12 (2), 230-239.
- Díaz I.; López A.; Perez I.; Fernández-Polanco M. (2002).** Determination of the optimal rate for the microaerobic treatment of several H₂S concentrations in biogas from sludge digesters. *Water Science & Technology*. 64:233-238.
- Díaz I.; López A.; Perez I.; Fernández-Polanco M. (2002).** Determination of the optimal rate for the microaerobic treatment of several H₂S concentrations in biogas from sludge digesters. *Water Science & Technology*. 64:233-238.
- Díaz M.; Madejon E.; López F.; López R.; Cabrera F. (2002).** Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process Biochem*. 37:1143–1150.
- DOF (2003).** Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Última reforma publicada el 23 de abril de 2003 en el Diario Oficial de la Federación. México, D.F.
- DOF. (2008a).** Ley de Promoción y Desarrollo de los Bioenergéticos. Última reforma publicada el 18 de mayo de 2008 en el Diario Oficial de la Federación. México D.F. 103 pp.
- DOF. (2008b).** Ley de Aguas Nacionales. Última reforma publicada el 18 de mayo de 2008 en el Diario Oficial de la Federación. México D.F. 10 pp.
- DOF. (2010).** Ley Federal de Derechos. Última reforma publicada el 18 de noviembre de 2010 en el Diario Oficial de la Federación. México D.F. 473 pp.
- DOF. (2010a).** Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental. Última reforma publicada el 6 de mayo de 2010 en el Diario Oficial de la Federación. México D.F. 103 pp.
- dos Santos A.B.; Cervantes F.J.; Yaya-Beas R.E.; van Lier J.B. (2003).** Effect of Redox Mediator, AQDS, on the Decolourisation of a Reactive Azo Dye Containing Triazine Group in a Thermophilic Anaerobic EGSB Reactor. *Enzyme Microbial Technol*. 33, 942.
- Duarte E.; Martins M.; Carvalho E.; Costa S.; Spranger I.; (1997)** An integrated approach for overcoming the environmental impacts of wineries wastewaters a Portuguese case study. In: *Proceedings of International Symposium of the vine and wine*, Yangling, China, pp. 1–5.
- Duran-de-Bazua C.; Noyola A.; Poggi-varaldo H.; Zedillo-Pomce-de-leon L.E. (1991).** Biodegradation of process industry wastewater. Case problema: sugarcane industry. En *Biological process of wastes*. (A.M. Martin, ed.) Elsevier Appl. Sci. Londres, Inglaterra.

- Ekama G.A.; Wentzel M.C. (2008).** Organic material removal. *Biol Wastewater Treat: Princ, Modell Des.* 53.
- Eze V.C.; Onwuakor C.E.; Orok F.E. (2014).** Microbiological and Physicochemical Characteristics of Soil Contaminated With Used Petroleum Products in Umuahia, Abia State, Nigeria. *Journal of Applied & Environmental Microbiology.* 2014; 2(6):281-286.
- FAO, Food and Agriculture Organization. (1990).** El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Disponible en línea: <http://www.fao.org/docrep/017/t0366s/t0366s.pdf> (accedido el 29 de enero de 2018).
- FAO, Food and Agriculture Organization. (1997).** La agroindustria y el desarrollo económico. Disponible en línea: <http://www.fao.org/docrep/w5800s/w5800s12.htm#E36E17> (accedido el 25 de enero de 2018).
- FAO. (2006).** Livestock's long shadow-environmental issues and options. Publicación de la Food and agriculture organization of the United Nations, Roma. Disponible en línea: <http://www.europarl.europa.eu/climatechange/doc/FAO%20report%20executive%20summary.pdf>
- FAO. (2010).** Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. Food and agriculture organization of the United Nations. Roma. Disponible en línea: <http://www.fao.org/docrep/012/k7930e/k7930e00.pdf>
- Ferrer Y.; Pérez H. (2010).** Los microorganismos en la digestión anaerobia y la producción de biogás. Consideraciones en la elección del inóculo para el mejoramiento de la calidad y el rendimiento ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar,. 43(1):9-20.
- Fia F.; Matos A.; Borges A.; Fia R.; Cecon P. (2012).** Treatment of wastewater from coffee bean processing in anaerobic fixed bed reactors with different support materials: performance and kinetics modeling. *J. Environ. Managem.* 108: 14-21.
- Fitzgibbon F.J.; Nigam P.; Singh D.; Marchant R. (1995).** Biological treatment of distillery waste for pollution-remediation. *J. Basic Microbiol.* 35 (5): 293–301.
- Forterre Y.; Pouliquen O. (2002).** Stability analysis of rapid granular chute flows: formation of longitudinal vortices. *J. Fluid Mech.* 467:361–387.
- Friasbustanza R. (2010).** La agroindustria y sus posibilidades. Globered. 2010.
- Galindo-Suarez W.; Pérez-Zamora D. (2013).** Estandarización y elaboración de queso crema con adición de los solidos del lactosuero e inoculado con *Lactobacillus casei*. Tesis Licenciatura. Universidad de Cartagena.
- Gandolfo C. (2005).** Tecnología de la elaboración de la nata: Procesos comunes. Agroterra.

- Gao D.W.; Huang X.L.; Tao Y.; Cong Y.; Wang X.L. (2015).** Sewage treatment by an UAFB–EGSB biosystem with energy recovery and autotrophic nitrogen removal under different temperaturas. *Bioresource Technology*, 181, 26–31.
- García G.; Bonilla J.; Jiménez P.; Ramos E. (1997).** Biodegradation of phenol compounds in vinasse using *Aspergillus terreus* and *Geotrichum candidum*. *Water Res.* 31 (8): 2005–2011.
- Gavala H.N.; Angelidaki I.; Birgitte K. (2003).** Kinetics and Modeling of Anaerobic Digestion Process. *Adv.in Bioch. Eng. and Biotech.* 81: 58-93.
- Gou C.; Yang Z.; Huang J.; Wang H.; Xu H.; Wang L. (2014).** Effects of temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic co-digestion of waste activated sludge and food waste. *Chemosphere.* 105: 146–51.
- Guardia-Puebla D.Y. (2012).** Estudio de la digestión anaerobia en dos fases para el tratamiento de las aguas residuales de despulpe del beneficiado húmedo del café. Tesis posgrado. Universidad Politécnica de Madrid. Disponible en línea: <http://oa.upm.es/14684/>
- Guerrero W.J.; Gómez C.A.; González C.A.; Castro J. (2009).** Lactosuero y su problemática en el medio ambiente. Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología de Alimentos. Monterrey, Nuevo León.
- Guiot S.R.; Paus A.; Costerton J.W. (1992).** A structured model of the anaerobic granule consortium. *Wat. Sci. Tech.* 25, 7: 1-10.
- Halalsheh M.; Koppes J.; Den Elzen J.; Zeeman G.; Fayyad M.; Lettinga G. (2005).** Effect of SRT and temperature on biological conversions and the related scum-forming potential. *Water Research.* 39(12):2475–2482.
- Harris, P. (2010).** Carbón dioxide content of biogas by Syringr Protocol. Publicado en *Beginners Guide to Biogas*, The University of Andalaide, Australia.
- Hernández R.V.; Vélez R.F. (2014).** Suero de leche y su aplicación en la elaboración de alimentos funcionales. *Temas selectos de ingeniería de alimentos*, 8(2): 13-22.
- Hernández, H. H. (2005).** Tratamiento de lactosuero hidrolizado por medio de un reactor UASB. (Tesis Licenciatura). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Disponible en línea: www.uaeh.edu.mx/
- Hill D.; Jenkins S. (1989).** Measuring alkalinity accurated in aqueous systems containing high organic acid concentration. *Transactions of the ASAE*, 32(6):2175-2178.
- Hulshoff Pol, L; Van de Worp, JJM; Lettinga, G y Beverloo, WA. (1986).** Physical characterization of anaerobic granular sludge. In: *Proc. Of the NVA-EWPCA ConfOn Water Treahent: Anaerobic Treabnent, a Grown-up Technology.* The Netherlands 89-101.
- ICMSF. International Commission on Microbiological Specifications for Foods” (1980).**”Leche y productos lácteos”. En *Ecología microbiana de los alimentos* 2.Ed.Acribia, Zaragoza, España.

- Inazúcar. (2006).** Instituto azucarero Dominicano. Proceso productivo de azúcar de caña. Santo Domingo. Republica dominicana. Disponible en línea: www.inaazucar.gov.do/
- Incauca. (2006).** El ingenio de Colombia. Proceso productivo de azúcar a partir de la caña de azúcar, Cali, Valle del Cauca, Colombia. Disponible en línea: www.incauca.com/
- INEGI. (2016).** Producto Interno Bruto por entidad federativa, Sistema de Cuentas Nacionales de México, Banco de Información Económica. Disponible en línea: http://www.ceieg.chiapas.gob.mx/home/wp-content/uploads/downloads/productosdgei/info_estadistica/PIB/PIB_Chiapas.pdf (accedido el 28 de enero de 2018).
- Iñiguez-Covarrubias G.; Camacho-López A. (2011).** Evaluation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) with changes in the upflow velocity, *Ingeniería Investigación y Tecnología*. 12 (1):199-208.
- International Coffe Organization. (2007).** Disponible en línea: <http://www.ico.org/documents/ica2007e.pdf>
- Janke L.; Leite, A.; Nikolausz, M.; Schmidt, T.; Liebetrau, J.; Nelles, M.; Stinner, W.(2015).** Biogas production from sugarcane waste: assessment on kinetic challenges for process designing. *Int. J. Mol. Sci.* 16: 20685-20703.
- Jelen P. (1992).** Whey: Composition, properties, processing and uses. *Food Science and Technology*. Hui, Y.H. (ed.). John Wiley y Sons, Inc. New York, USA. Vol.4.
- Jenkins S.R.; Morgan J.M.; Sawyer C.L. (1983).** Monitoring anaerobic sludge digestion and growth by simple alkalimetric titration. *Water Pollution Control* 55 (5): 448-453.
- Jianlong W.; Jing K. (2005).** The Characteristics of Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX) by Granular Sludge from an EGSB Reactor. *Process Biochem.*, 40, 1973.
- Jiménez A.; Borja R.; Martín A. (2003).** Aerobic-anaerobic biodegradation of beet molasses alcoholic fermentation wastewater. *Process Biochem.* 38:1275–1284.
- Jiménez A.; Borja R.; Martín A.; Raposo F. (2005).** Mathematical modelling of aerobic degradation of vinasses with *Penicillium decumbens*. *Process Biochem.* 40: 2805–2811.
- Jiménez A.M.; Borja R.; Marín A.; Raposo F. (2006).** Kinetic analysis of the anaerobic digestion of untreated vinasses and vinasses previously treated with *Penicillium decumbens*. *J. Environ. Manag.* 80(4): 303–310.
- Jiménez-Ambríz R.M.; Martínez-Garza M.A.; Espinosa-Fuentes A.; Noyola-Robles A.; Durán-de-Bazúa, C. (1995).** La caña de azúcar, su entorno ambiental. Parte II. Tratamiento de vinazas en plantas piloto en México en un reactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente. Informe técnico VIN-02-95. *Pub. Prog. Ing. Quím. Amb. y de Quí. Amb.* pag. 83. Facultad de Química, UNAM. México D.F. México.

- Judd S.; Jefferson B. (2005).** Membranes for industrial wastewater recovery and reuse, Elsevier, Oxford, 2005.
- Kato M.T.; Florencio L.; Arantes, R. F. M. (2001).** Sewage Treatment in EGSB Anaerobic and Aerobic Reactors. Collection of Technical Papers—Post Treatment of Effluents from Anaerobic Reactors. *Research Program on Sanitation (PROSAB)*. 2: 165-174.
- Kaviyarasan K. (2014).** Application of UASB Reactor in Industrial wastewater treatment – A Review. *International Journal of Scientific & Engineering Research*. 5: 584-589.
- Koutinas A.; Papapostolou H.; Dimitrellou D.; Kopsahelis N.; Katechaki E.; Bekatorou A.; Bosnea L. (2009).** Whey Valorisation: A complete and novel technology development for dairy industry starter culture production. Universidad de Partas.
- Labatut R.A.; Largus T. A.; Norman R.S. (2011).** Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. *Bioresource Technology* 102:2255–2264.
- Levenspiel O. (1986).** Ingeniería de las Reacciones Químicas. 2da Edición. Editorial Reverté. Mexico.
- Liao R.; Li Y.; Yu X.; Shi P.; Wang Z.; Shen K.; Shi O.; Miao Y.; Li W.; Li A. (2014).** Performance and microbial diversity of an expanded granular sludge bed reactor for high sulfate and nitrate waste brine treatment. *Journal of Environmental Sciences*. 26, 717–725.
- Liu Z.G.; Zhou X.F.; Zhang Y.L.; Zhu H.G. (2012).** Enhanced anaerobic treatment of CSTR-digested effluent from chicken manure: The effect of ammonia inhibition. *Waste Management* 32(1):137-143.
- Londoño Y. A.; Rodríguez D. C.; Peñuela G. (2012).** The operation of two EGSB reactors under the application of different loads of oxytetracycline and florfenicol. *Water Science & Technology*. 66 (12), 2578-2585.
- Londoño Y.A.; Peñuela G.A. (2015).** Anaerobic biological treatment of methylparaben in an expanded granular sludge bed (EGSB). *Water Science & Technology*, 71(11): 1604-1610.
- López I.; Borzacconi L. (2011).** Modelling of an EGSB Treating Sugarcane Vinasse Using First-Order Variable Kinetics. *Water Science & Technology*. 64, 2080-2088.
- Lükewille A.; Jeffries D.; Johannessen M.; Raddum G.; Stoddard J.; Traaen T. (1997).** Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. The nine year report: acidification of surface water in Europe and North America – Long-term developments (1980s and 1990s). NIVA-report n° 3637-97:168.
- Madejón E.; López R.; Murillo J.; Cabrera F. (2001).** Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agric. Ecosyst. Environ.* 84:55–65.

- Madigan M.; Martinko J.; Parker J. (2003).** Brock biología de los microorganismos. (10 Ed). Madrid: Pearson Prentice Hall.
- Mahmoud N.; Zeeman G.; Gijzen H.; Lettinga G. (2003).** Solids Removal in Upflow Anaerobic Reactors, a Review. *Bioresour Technol.* 90: 1-19.
- Maidak B.; Olsen G.; Larsen R.; Woese C. (1996).** The Ribosomal Database Project (RDP). *Nucleic Acid Res.* 24:82-85.
- Maier R.M.; Pepper I.L.; Gerba C.P. (2000).** Environmental MICROBIOLOGY. Academic Press. EE.UU.
- Mancillas-Salas S.; Rodríguez-de la Garza J.A.; Ríos-González L. (2012).** Bioestimulación de la digestión anaerobia. *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila.* 4(8): 56-62.
- Mane J.D.; Modi S.; Nagawade S.; Phadnis S.P.; Bhandari V.M. (2006).** Treatment os spentwash using chemically modified bagasse and colour removal studies. *Bioresour. Technol.* 97: 1752–1755.
- Manuelita, S.A. (2006).** División azúcar refinada y alcohol. Proceso productivo. Grupo Empresarial Manuelita. Cali, Colombia. Disponible en línea: www.manuelita.com/html/sitio/index.php
- Mao C.; Feng Y.; Wang X.; Ren G. (2015).** Review on research achievements of biogas from anaerobic digestión. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 45:540–555.
- Martín M.; Raposo F.; Borja R.; Martín A. (2002).** Kinetic study of anaerobic digestion of vinasse pretreated with ozone, ozone plus ultraviolet light, and ozone plus ultraviolet light in presence of titanium dioxide. *Process Biochem.* 37:699–706.
- Martin-Gonzalez L.; Font X.; Vicent T. (2013).** Alkalinity ratios to identify process imbalances in anaerobic digesters treating source-sorted organic fraction of municipal wastes. *Biochemical Engineering Journal,* 76:1-5.
- Mata-Alvarez J. (2003).** Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA Publishing. London.
- Matuk-Velasco V.; Puerta-Quintero G.I.; Rodríguez-Valencia N. (1997).** Impacto biológico de los efluentes del beneficio húmedo del café. *CENICAFÉ.* 48(4): 234-252. Disponible en línea: <http://biblioteca.cenicafe.org/bitstream/10778/67/1/arc048%2804%29234-252.pdf>
- Molina, A.E.; Villatoro R.A. (2006).** Propuesta de tratamientos de aguas residuales en beneficios húmedos de café. Tesis de licenciatura, Universidad del Salvador.
- Mollah M. Yousuf; Schennach R.; Parga J.R.; Cocke D.L. (2001).** Electrocoagulation (EC)-science and applications. *Journal of Hazardous Materials.* 84:29-41.
- Monsalvo V.M.; Garcia-Mancha N.; Puyol D.; Mohedano A. F.; Rodriguez J.J. (2014).** Anaerobic biodegradability of mixtures of pesticides in an expanded granular sludge bed reactor. *Water Science & Technology.* 69(3): 532 – 538.

- Morales-Rojo P. M. (2005).** Digestión Anaerobia de Lodos de Plantas de Tratamiento de Aguas y su aprovechamiento. Tesis de Licenciatura. Ingeniería Química con área en Ingeniería Ambiental. Universidad de las Américas Puebla.
- Moreda I.L. 2016.** The potential of biogas production in Uruguay. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54:1580–1591.
- Moreno G.; Buitrón G. (2004).** Influence of the origin of the inoculum and the acclimation strategy on the degradation of 4-chlorophenol. *Bioresource Technology*. **94**(2): 215-218.
- Moreno-Andrade I.; Buitrón G. (2004).** Variation of the microbial activity during the acclimation phase of a SBR system degrading 4-chlorophenol. *Water Science and Technology*. **5**: 251-258.
- Murthy N.K.V.; Chandru B.T.; Antonette D.S. (2003).** Report on IEL's Rural Electricity and Water Supply Utility (REWSU) Project with Special Reference to the Utility at Mavinakere; International Energy Initiative: Bangalore, India, 2003.
- Mussati M.; Aguirre P.; Scenna N. (1999).** Modelado, simulación y optimización de procesos químicos. Capítulo XVIII: Modelado del proceso de digestión anaerobia en reactores simples. Editor: Nicolás J. Scenna; Universidad Tecnológica Nacional- CONICET. pp. 697-739. Santa Fé, Argentina.
- Mussatto S.I.; Teixeira J.A.; Ballesteros L.F.; Martins S. (2012).** Use of agro-industrial wastes in solid-state fermentation processes. *Ind. Waste*. 2012.
- Najafpour, G.D.; Hashemiyeh B.A.; Asadi M.; Ghasemi M.B.(2008).** Biological treatment of dairy wastewater in an upflow anaerobic sludge-fixed film bioreactor. *Am. Eurasian J. Agric. Environ. Sci.* **4**(2):251-257.
- Nandy T.; Shastry S.; Kaul S.N. (2002).** Wastewater management in a cane molasses distillery involving bioresource recovery. *J. Environ. Manage.* **65**(1): 25–38.
- Nicolella C.; van Loosdrecht M.C.M.; Heijnen J.J. (2000).** Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology*. **80**: 1–33.
- Norma Oficial Mexicana, NOM-001-SEMARNAT. (1996).** Comisión Nacional del Agua. Disponible en línea: http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997 (accedido el 15 de enero de 2018).
- Orozco C.; Barrientos H.; Lópezlena A.; Cruz J.; Selvas C.; Osorio E.I.; Osorio Ed.; Chávez R.; Miranda J.; Arellano J.; Giesseman B. (2005).** Evaluación de una planta piloto de tratamiento de aguas residuales del procesamiento del café: características químicas. *Hig. Sanid. Ambient.* **5**:123-131.
- Osorio-Villazon M.; Rojas-Vilardi F. (2010).** Introducción al proceso de subproductos. El portal del subproducto. Disponible en línea: <http://tirsomestre.blogspot.mx/2010/05/introduccion-al-proceso-de-subproductos.html?view=magazine> (accedido el 28 de enero de 2018).
- Panesar P.; Kennedy J.; Gandhi D.; Bunko, K. (2007).** Bioutilisation of whey for lactic acid production. *Food Chemistry*, **105**:1-14.

- Parra R.A. (2009).** Lactosuero: importancia en la industria de alimentos. *Rev.Fac.Nal.Agr.Medellín* 62(1): 4967-4982.
- Pavlostathis S.G.; Giraldo E. (1991).** Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science Technology*. 24:35-59.
- Penchaszadeh P.E. 1983.** Ecología del ambiente marino costero de Punta Morón (Termoeléctrica Planta Centro, Venezuela) Fase II. Universidad Simón Bolívar, INTECMAR, Caracas, 464 pág.
- Pérez, A., Torres, P. (2008).** Alkalinity indices for control of anaerobic treatment of readily acidifiable wastewaters. *Ingeniería y competitividad*, 10(2): 41-5.
- Poncelet. (2010).** Poncelet: La enciclopedia del queso. Disponible en línea: www.poncelet.es (accedido el 28 de enero de 2018).
- Qinglin X.; Yanhong L.; Shaoyuan B.; Hongda J. (2012).** Effects of ORP, recycling rate, and HRT on simultaneous sulfate reduction and sulfur production in expanded granular sludge bed (EGSB) reactors under micro-aerobic conditions for treating molasses distillery wastewater. *Water Science & Technology*, 66 (6): 1253-1262.
- Rajeshwari K.; Balakrishnan M.; Kansual A.; Kasum K.; Kishore V. (1999).** State of the art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 4(2000): 135-156.
- Ramalho. (1993).** Tratamiento de aguas residuales. 2a edición. Editorial Reverté. Barcelona, España.
- Ramos-Lara J.F. (2015).** Activación de sistemas binarios y ternarios base cemento portland con residuos Agro-industriales. Tesis Posgrado, Universidad Autónoma de Nuevo León. Disponible en línea: <http://eprints.uanl.mx/9527/1/1080214931.pdf>
- Rincón-Acelas I.R. (2008).** Cinética de la degradación anaerobia termofílica de vinazas de caña. Tesis posgrado. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ripley L.; Boyle W.; Converse J. (1986).** Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high strength wastes. *Water Pollution Control Federation*. 58:406-411.
- Rittmann B.E.; McCarty P.L. (2007).** *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*; McGraw-Hill International: New York, NY, USA, 2007.
- Rizeme S.A. y Lettinga, G. (1988).** Methanogenic toxicity of phenolic and lipidic compounds. En: *Proceedings of the 4th Seminar of Anaerobic Wastewater Treatment*. Pp. 83- 110. Universidad de Valladolid. Valladolid, España.
- Robles-González V.; Galíndez-Mayer J.; Rinderknecht-Seijas N.; Poggi-Varaldo, H.M. (2012).** Treatment of mezcal vinasses: a review. *J. Biotechnol.* 157(4): 524-546.
- Robles-González, V. (2011).** Integrated treatment of mezcal vinasses for depuration and discharge. Doctoral Thesis. ENCB del IPN. México, D.F., México.
- Robles-González, V.; López-López, E.; Martínez-Jerónimo, F.; Ortega-Clemente, A.; Ruiz-Ordaz, N.; Galíndez-Mayer, J.; Rinderknecht-Seijas, N.; Poggi-**

- Varaldo, H. (2010).** Combined treatment of mezcal vinasses by ozonation and aerobic biological post-treatment. Proceedings of 14th International Biotechnology Symposium. Rimini, Italy, 14–18, September 2010 in CD ROM.
- Rodgers M.; Xin-Min Z.; Dolan B. (2004).** Mixing characteristics and whey wastewater treatment of a novel moving anaerobic biofilm reactor. *J Environ Sci Health, Part A Toxic/Hazard Subst Environ Eng*, A39 (8): 2183–93.
- Rodriguez J.A.; Knox J.W.; Weatherhead E.K. (2007).** Competing demands for irrigation water: golf and agriculture in Spain. *Irrig. and Drain*. 56:541-549.
- Rodríguez, S.; Pérez R.M.; Fernández M. (2000).** Estudio de la biodegradabilidad anaerobia de las aguas residuales del beneficio húmedo del café. *Interciencia*. 25(8): 386-390.
- Rojas CH. O. (1987).** La alcalinidad como parámetro de control de los ácidos grasos volátiles en digestores "anaeróbios". En el manual del curso Tratamiento "Anaeróbico" de Aguas Residuales-Microbiología y Bioquímica. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 1-31.
- Rojas O. (2004).** La alcalinidad como parámetro de control de los ácidos grasos volátiles en digestores UASB; 2004. p. 101–5.
- Rondan L.E. (2000).** El suero lácteo de quesería: el ayer y el presente. Real academia de ciencias veterinarias de España. Disponible en línea: <http://macondo.biz/racve2/actividades/el-suero-lacteo-de-queseria-el-ayer-y-el-presente/>
- Sales D.; Valcárcel M.; Martínez de la Osa E.; Pérez L. (1987).** A depurative process for wine distilleries wastes. *Process Biochem*. 22:85–99.
- Sánchez E.; Borja R.; Weiland P.; Travieso L.; Martin A. (2001).** Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate. *Process Biochem*. 37(5): 483–489.
- Sangave P.C.; Gogatea P.R.; Pandit A.B. (2007).** Ultrasound and ozone assisted biological degradation of thermally pretreated and anaerobically pretreated distillery wastewater. *Chemosphere* 68(1): 42–50.
- Sant’Anna J.G.L.(2011).** *Biological Effluent Treatment: Fundamentals and Applications*; Riode, J., Ed.; Interciência, 480p.
- Saval S. (2012).** Aprovechamiento de residuos agroindustriales: Pasado, Presente y futuro. *Biotecnología* 16(2): 14-46.
- Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación (SAGARPA). (2018).** Producción anual. Disponible en línea: <http://www.campomexicano.gob.mx/azcf/reportes/reportes.php?tipo=CIERRE> (accedido el 15 de enero de 2018).
- Selvamurugan M.; Doraisamy P.; Maheswari M.; Nandakumar N.B. (2010).** High rate anaerobic treatment of coffee processing wastewater using upflow anaerobic hybrid reactor. *Iranian Journal Environmental Health Science & Engineering*. 7 (2): 129-136.

- Sheldon M.S.; Erdogan I.G. (2016).** Multi-stage EGSB/MBR treatment of soft drink industry wastewater. *Chemical Engineering Journal*. 285, 368–377.
- Shojaosadati S.A.; Khalilzadeh R.; Jalilzadeh A.; Sanaei H.R. (1999).** Bioconversion of molasses stillage to protein as an economic treatment of this effluent. *Resour. Conserv. Recycl.* 27, 125–138.
- SIAP. (2017).** Servicio de información agroalimentaria y pesquera. Producción Agrícola. Disponible en línea: <https://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119> (accedido el 28 de enero de 2018).
- Siciliano M. (2010).** Estudio de la vida útil de queso crema utilizando microbiología predictiva. Tesis posgrado. Universidad Tecnológica Nacional. Disponible en línea: <http://posgrado.frba.utn.edu.ar/investigacion/tesis/MTA-2011-Siciliano.pdf>
- Singleton V.I.; Orthofer R.; lamuela-Raventos R.M. (1999).** Analysis of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of Folin -Ciocalteu reagent. *Methods Enzymol.* 299: 152-178.
- Smith P.H.; Bordeaux F.M.; Wilkie A.; Yang J.; Boone D.; Mah R.A.; Chynoweth D.; Jerger D. (1988).** Microbial aspects of biogas production. En: *Methane from biomass: a systems approach*. Smith WH, Frank JR, Abelson PH, eds. Elsevier Applied Science Publishers, Barking, Essex.
- Speece R.E. (1996).** Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatments. Archae Press. Nashville. TN, USA.
- Stroot P.G.; McMahon K.D.; Mackie R.I.; Raskin L. (2001).** Anaerobic digestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions — I. digester performance. *Water Res* 35:1804–1816.
- Taiganides E.P. (1980).** Biogás: recuperación de energía de los excrementos animales. *Zootecnia* 35: 2-12.
- Teixeira C.G.; Pérez-Pérez T.; Pereda-Reyes I.; Oliva-Merencio D.; Zaiat M.; Hong W.K. (2014).** Mathematical Modeling of the Hydrodynamics of an EGSB Reactor. *J. Chem. Chem. Eng.* 8: 602-610.
- Tejada M.; García-Martínez A.M.; Parrado. (2009).** Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *CATENA*. 77 (3): 238–247.
- Tejada M.; González J.L. (2005).** Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. *Eur. J. Agron.* 23: 336– 347.
- Torres-Lozada P.; Pérez A. (2010).** Actividad metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, núm. 9, enero-diciembre, 5 -14.
- Trambouze P.; Landeghem H. V.; Wauquier J.P. (1988).** *Chemical Reactors: Design, Engineering, Operation*. Éditions Technip. Paris, 1988.
- USAID. (2003).** "Guía de prevención de la contaminación para el beneficiado de café en el Salvador." Disponible en línea: <http://www.ingenieroambiental.com/4014/cafe.pdf>

- USDA (2009).** Agricultural Waste Management Field Handbook. Publicación de United States Department of Agriculture, EE. UU.
- Valencia E.; Ramírez M.L. (2009).** La industria de la leche y la contaminación del agua. *Redalyc*, 16(73), 27-31
- Van Lier J. B. (2008).** High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. *Water Science and Technology*, 57(8): 1137-1148.
- Varnam, A. H. (2003).** Leche, productos lácteos. Chicago: Acribia S.A.
- Varnero M.T. (1991).** Manual de reciclaje orgánico y biogas. Ministerio de agricultura (FIA). Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Santiago, Chile. 48.
- Varnero M.T.; Arellano J. (1991).** Aprovechamiento racional de desechos orgánicos. Ministerio de agricultura (FIA). Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Informe Técnico. Santiago, Chile. 98.
- Vavilin V.A.; Fernandez B.; Palatsi J.; Flotats X. (2008).** Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview. *Waste Management*. 28(6); 939-951.
- Vavilin V.A.; Rytov S.V.; Lokshina L.Y. (1996).** A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter. *Bioresource Technology*. 56(2-3): 229-237.
- Vázquez-González, L. B. (2010).** Situación del tratamiento de aguas residuales en los establos lecheros de Tijuana y los factores limitantes en su tecnificación. Tesis posgrado. El Colegio de la Frontera Norte, A.C. México. 129 pp.
- Vergara-Angel E. (2013).** Análisis técnico y económico de un digestor para tratar los residuos de bovinos y aprovechar el biogás. Tesis posgrado. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Von Enden J. C.; Calvert K.C.; Sanh K.; Hoa H.; Tri Q.; Vietnam S.R. (2002).** Review of coffee waste water characteristics and approaches to treatment. Project, "Improvement of Coffee Quality and Sustainability of Coffee Production in Vietnam". German Technical Cooperation Agency (GTZ), 1-10.
- Von Enden, J.C. (2018).** Best Practices at Wet Processing Pay Financial Benefits to Farmers and Processors. Disponible en línea: http://venden.de/pdfs/Wet_Processing_V2.pdf (accedido el 9 Febrero 2018).
- Von-Sperling M.; Lemos-Chernicharo C.A. (2005).** Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. Gerais, Brazil: IWA Publishing.
- Walkley A.; Black I. (2006).** An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci*. 63: 251-263.
- Wang J.; Mahmood O.; Ping Qiu J.; Sheng Li Y.; Chang Y.; Dong Li X. (2015).** Anaerobic Treatment of Palm Oil Mill Effluent in Pilot-Scale Anaerobic EGSB Reactor. *BioMed Research International*. 1-7.

- Wang, B. (2016).** Factors that Influence the Biochemical Methane Potential (BMP) Test: Steps towards the Standardisation of BMP Test Lund University: Biotechnology, Lund University.
- Weiland P. (2003).** Production and Energetic Use of Biogas from Energy Crops and Wastes in Germany. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, vol.109, 2003.
- Weiland P. (2010).** Biogas production: current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 85(4):849-60.
- Wiegant W.M. (2001).** Experiences and Potential of Anaerobic Wastewater Treatment in Tropical Regions. *Water Sci. Technol.* (44) 8: 107-113.
- Wiegant W.M.; Zeeman G. (1986).** The mechanisms of ammonia inhibition in the thermophilic digestion of livestock wastes. *Agricultural Wastes*. 16: 243-253.
- Yavuz Y. (2007).** EC and EF processes for the treatment of alcohol distillery wastewater. *Sep. Purif. Technol.* 53 (1): 135–140.
- Zambrano-Franco D.A.; Isaza-Hinestroza J.D.(1998).** Demanda Química de Oxígeno y Nitrógeno Total, de los subproductos del proceso tradicional de beneficio húmedo del café. *CENICAFÉ*. 49(4): 279-289.
- Zárate-Jiménez S.; Pérez-Fabiel S.; Yáñez-Ocampo G.; Chanona- Soto J. (2014).** Anaerobic digestion of fruit and vegetable waste by mesophilic via laboratory scale. *Revista AIDIS* 7(2) :115 – 124.
- Zehnder A. (1988).** Biology of anaerobic microorganisms. In *Ecological and applied microbiology*. Wiley Series Ed. John Wiley and Sons. Agricultural University, Wageningen, Países Bajos.
- Zhang L.Y; Yan L. C.; Long Z. X.; Mei Z. Z. (2008).** Startup and operation of anaerobic EGSB reactor treating palm oil mill effluent. *Journal of Environmental Sciences*. 20: 658–663
- Zhang R.; El-Mashad H.M.; Hartmann K.; Wang F.; Liu G.; Choate C.; Gamble P. (2007).** Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Biores Technol* 98:929.

ANEXO I – NOMECLATURA

Acronimos

ABHC	Aguas del beneficio húmedo del café
AGV	Ácidos grasos volátiles
AME	Actividad metanogénica específica
AOAC	Association of Official Analytical Chemists (Asociación Oficial de Química Analítica)
APHE	American Public Health Association (Asociación Americana de Salud Pública)
ATP	Adenosín trifosfato
AWWA	American Water Work Association (Asociación Americana de Trabajo en Agua)
BSR	Bacterias sulfato reductoras
CE	Conductividad eléctrica
cm	Centímetros
CNIT	Cámara Nacional de la Industria Tequilera
CoB	Coenzima B
CoM	Coenzima M
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
COT	Carbono orgánico total
CSTR	Reactor continuo de tanque agitado
DA	Degradación anaerobia
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno
DOF	Diario Oficial de la Federación
DQO	Demanda química de oxígeno
EGSB	Expanded granular sludge bed (Biorreactor anaerobio de lecho granular expandido)
EE.UU	Estados Unidos de Norte Americanos
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nation Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
IB	Índice de biodegradabilidad
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
IVL	Índice volumétrico de lodos
Kg	Kilogramo
KJ	Kilojoule

LGEEPA	Ley general del equilibrio ecológico y protección ambiental
LPGGIR	Ley general para la prevención y gestión integral de residuos sólidos
LMP	Límite máximo permisible
MBR	Biorreactor de membrana
MF	Metanofurano
mg	Miligramo
MJ	Megajoule
MO	Materia orgánica
MP	Metanopterina
mS	Microsiemens
nm	Nanometro
NMX	Norma Mexicana
NOM	Norma Oficial Mexicana
OHPA	Organismos acetogénicos productores obligados de hidrógeno
OMS	Organización Mundial de la Salud
PBM	Potencial bioquímico de metano
pH	Potencial de hidrógeno
POME	Palm oil mill effluent (Efluente de palma de aceite)
ppm	Partes por millón
PTAR	Plata de tratamiento de aguas residuales
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SD	Sólidos disueltos
SDIW	Aguas residuales de la industria de refrescos
SEMARNAT	Secretaria de Medio Ambiente y Protección Ambiental
SIAP	Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera
SS	Sólidos suspendidos
ST	Sólidos totales
STV	Sólidos totales volátiles
TPG	Tasa de producción de biogás
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TRS	Tiempo de retención de lodos
UAFB	Upflow anaerobic fixed bed bioreactor (Biorreactor de lecho fijo anaerobio de flujo ascendente)
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

	Biorreactor anaerobio de lecho de lodos de flujo ascendente
Vup	Velocidad de flujo ascendente
WPCF	Water pollution control federation (Federación de Control de la Contaminación del Agua)

Diseño del Biorreactor

\widehat{M}_{BHC}	Flujo másico beneficio húmedo del café
\widehat{M}_{LS}	Flujo másico lactosuero
\widehat{M}_V	Flujo másico vinazas
ϕ_G	Diámetro de campana
ϕ_H	Diámetro de cabeza
ϕ_R	Diámetro del biorreactor
A_G	Área de la campana
A_R	Área del biorreactor
C_H	Carga hidráulica
F_c	Flujo de campana
H_{NMAX}	Altura de nivel máximo
H_{NMIN}	Altura de nivel mínimo
H_C	Altura del cuerpo del biorreactor
H_{C-H}	Altura del conector cuerpo- cabeza
H_E	Altura del efluente
H_G	Alto de la campana
H_H	Altura de la cabeza
H_N	Altura del nivel
H_R	Altura del biorreactor
H_{Re}	Altura del recirculación
H_S	Altura del cono de soporte

H_T	Altura del ducto de salida de biogás
\hat{M}	Flujo másico
r_G	Radio de campana
r_H	Radio de cabeza
r_R	Radio del biorreactor
V_C	Volumen del cuerpo del biorreactor
V_{C-H}	Volumen del conector cuerpo-cabeza
V_H	Volumen de la cabeza del biorreactor
V_R	Volumen del biorreactor
V_S	Volumen del cono de soporte
V_U	Volumen útil
W_G	Ancho de la campana
W_T	Ancho del ducto de salida de biogás

ANEXO II – GLOSARIO

16 S	Es un marcador molecular más ampliamente utilizada en estudios de filogenia y taxonomía bacteriana.
Afluente	Flujo con el que se alimenta a un sistema de tratamiento o biorreactor.
ABHC	Aguas provenientes del proceso de beneficio del fruto de café, incluye el agua de despulpado (cuando este no se realiza en seco) y el agua de lavado.
Aguas freáticas	Son aquellas aguas que se acumulan bajo la tierra, almacenadas en los poros que existen en sedimentos como la arena y la grava, y en las fisuras que se encuentran en rocas
Agroindustria	Actividad económica que comprende la producción, industrialización y comercialización de productos agropecuarios, forestales y otros recursos naturales biológicos
Ambiente aerobio	Que posee oxígeno disponible para las reacciones bioquímicas.
Ambiente anaerobio	Que no posee oxígeno molecular para las reacciones bioquímicas.
Ambiente anóxico	Que no tiene oxígeno molecular para las reacciones bioquímicas pero si en forma de compuestos químicos (nitratos, nitritos, etc.).
Anammox	Acrónimo de oxidación anaerobia del ion amonio (Anaerobic Ammonium Oxidation), es un proceso biológico que forma parte del ciclo del nitrógeno. En este proceso biológico, nitrito y amonio se convierten directamente en gas nitrógeno.
Arqueas o Archaea	son un grupo de microorganismos unicelulares que, al igual que las bacterias, tienen morfología procariota (sin núcleo ni, en general, orgánulos membranosos internos), pero son fundamentalmente diferentes a éstas, de tal manera que conforman su propio dominio y reino.
Beneficio de café	Proceso llevado a cabo para transformar el café cereza en café pergamino seco.
Biorreactor	Es un recipiente o sistema que mantiene un ambiente biológicamente activo. En algunos casos, un biorreactor es

	<p>un recipiente en el que se lleva a cabo un proceso químico que involucra organismos o sustancias bioquímicamente activas derivadas de dichos organismos. Este proceso puede ser aerobio o anaerobio.</p>
Café	<p>Término general para los frutos y las semillas de las plantas del género Coffea, así como los productos procedentes de estos frutos y semillas en diversas etapas de procesamiento y uso, con destino al consumo.</p>
Desarrollo sustentable	<p>Posibilidad que tienen las generaciones presentes de garantizar la explotación sostenida de los recursos o factores productivos a las generaciones futuras.</p>
Digestión anaerobia	<p>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.</p>
Efluente	<p>Flujo de salida del sistema de tratamiento o biorreactor.</p>
Eutrofización	<p>Acumulación de nutrientes en el litoral marino o en un lago, laguna, embalse, etc., que causa la proliferación de ciertas algas.</p>
Fermentación de café	<p>Operación bioquímica destinada a digerir el mesocarpio mucilaginoso que se adhiere al pergamino del café despulpado, para permitir así su eliminación por medio del lavado.</p>
Flóculo	<p>Grumo de materia orgánica formado por agregación de microorganismos y sólidos en suspensión.</p>
Inóculo	<p>Suspensión de microorganismos que se transfieren a un ser vivo o a un medio de cultivo a través de la inoculación.</p>
Lactosuero	<p>Es la fracción líquida obtenida durante la coagulación de la leche en el proceso de fabricación del queso y de la caseína, después de la separación del coágulo o fase micelar</p>
Lixiviación	<p>Es un proceso por el cual se extrae uno o varios solutos de un sólido, mediante la utilización de un disolvente líquido. Ambas fases entran en contacto íntimo y el soluto o los solutos pueden difundirse desde el sólido a la fase líquida, lo que produce una separación de los componentes originales del sólido.</p>

Lixiviado	Líquido resultante de un proceso de percolación de un fluido a través de un sólido. El lixiviado generalmente arrastra gran cantidad de los compuestos presentes en el sólido que atraviesa.
SHARON	Acronimo de (Single reactor system for High activity Ammonium Removal Over Nitrite). Es un proceso de nitrificación parcial de tratamiento de aguas residuales utilizado para la eliminación de componentes de amoníaco y nitrógeno orgánico de las corrientes de flujo de aguas residuales. El proceso da como resultado la formación estable de nitritos, en lugar de la oxidación completa a nitrato. La formación de nitrato por bacterias oxidantes de nitrito.
Vinaza	Es el subproducto líquido de la destilación del mosto en la fermentación del etanol.

ANEXO III- MATERIAL COMPLEMENTARIO

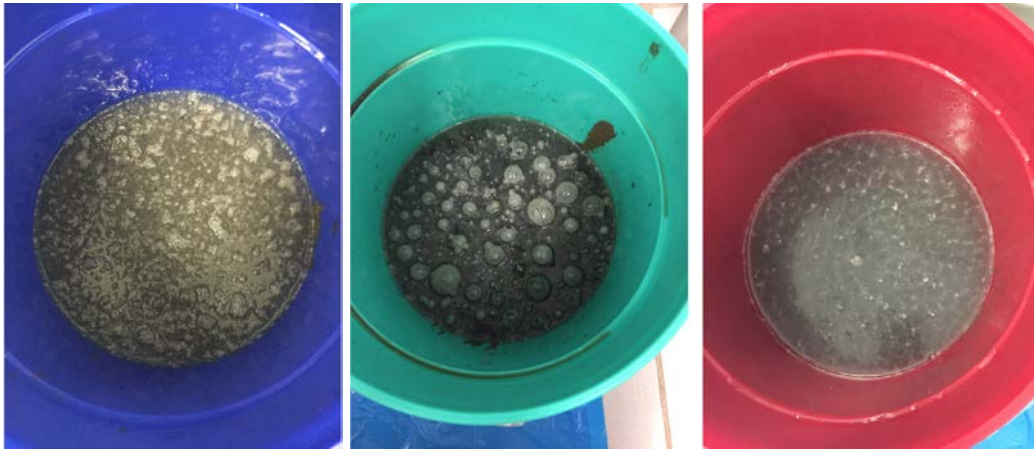


Figura A1 Actividad microbiana en biorreactores batch



Figura A2 Biorreactor de fibra de vidrio



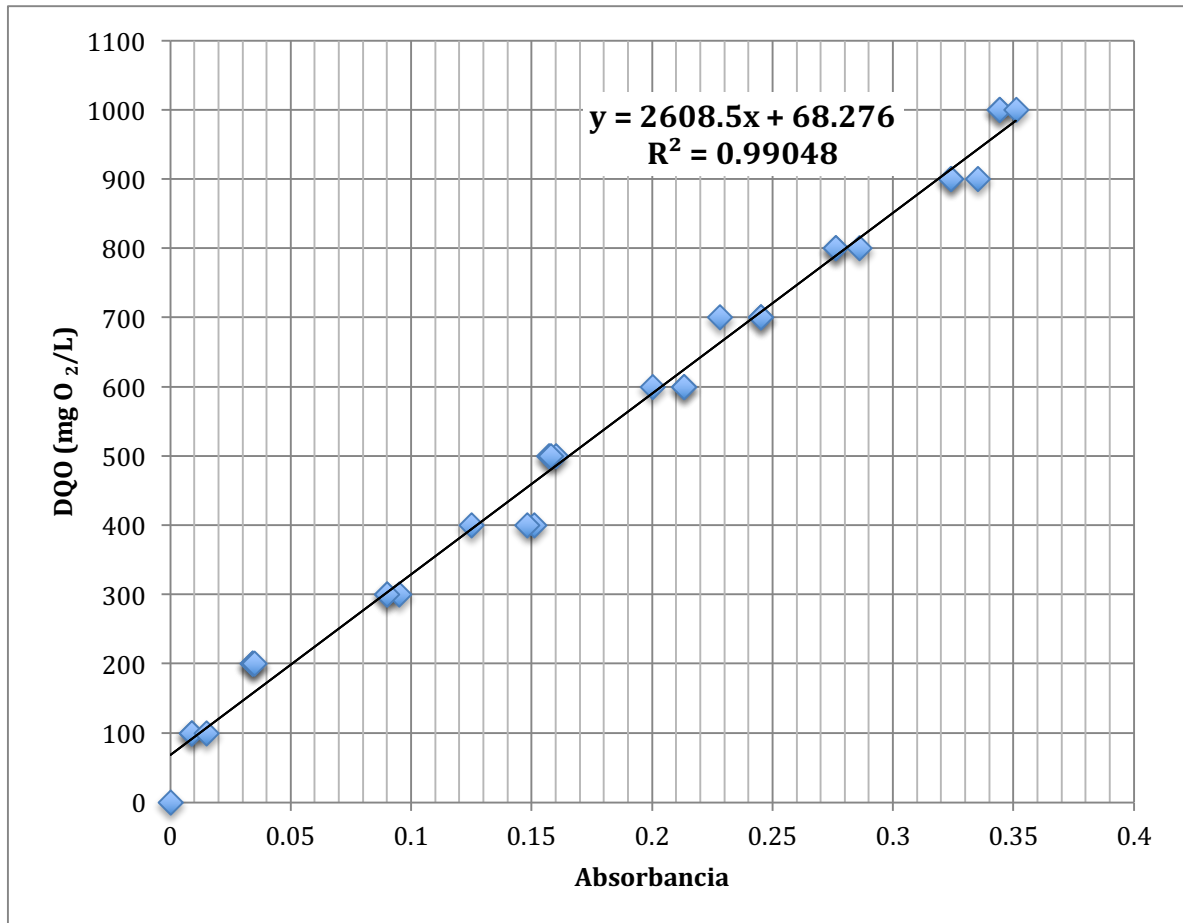
Figura A3 Asilamiento térmico del biorreactor EGSB



Figura A4 Montaje de los biorreactores EGSB

ANEXO IV-CURVAS ESTÁNDAR

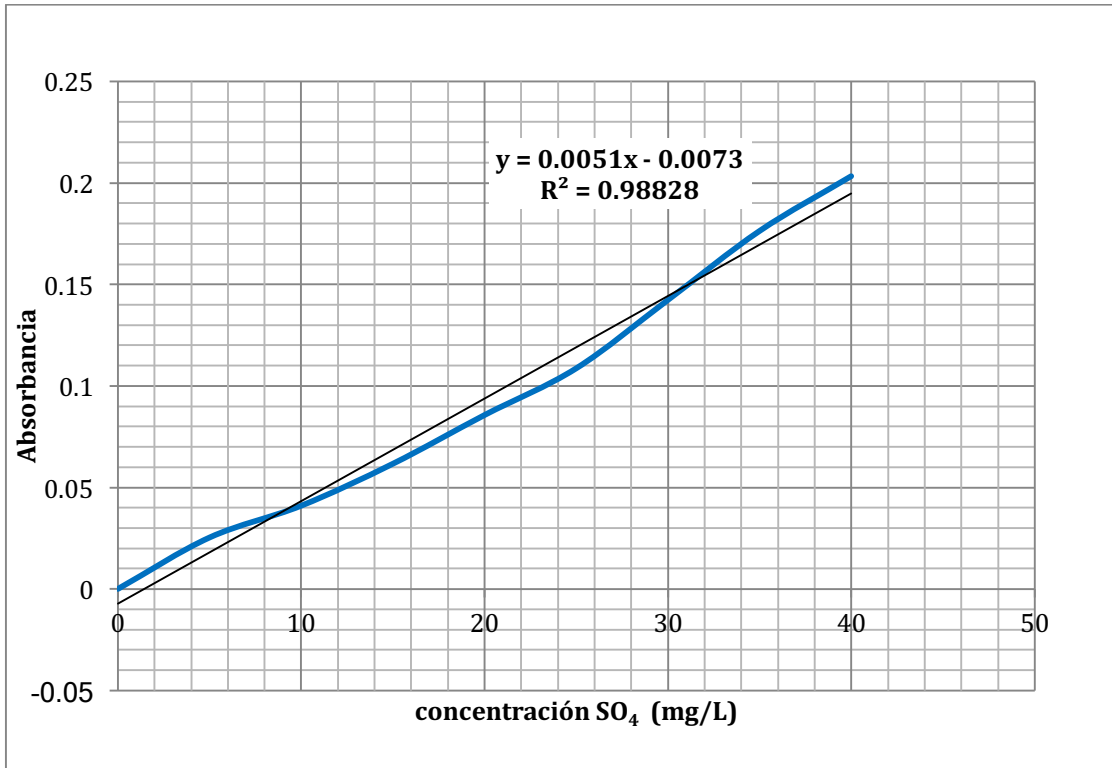
Curva estándar para la determinación de DQO, según el método propuesto en la NMX-AA-030-SCFI-2001, en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.



Según la ecuación de la recta, la fórmula para la determinación de la DQO es la siguiente:

$$(\text{mgO}_2/\text{L}) = (2608.5 \cdot \text{abs} + 68.276) \cdot \text{Factor de la disolución}$$

Curva estándar para la determinación de sulfatos, según el método propuesto en la NMX-AA-074-1981, para análisis de aguas.



Según la ecuación de la recta, la fórmula para la determinación de sulfatos es la siguiente:

$$(\text{mg SO}_4/\text{L}) = (0.0051 * \text{abs} - 0.0073) * \text{Factor de la disolución de la alícuota}$$