



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
MÉXICO

Facultad de Ingeniería

“Producción de biogás con lodos pre-tratados a
partir de la Oxidación de Aire Húmedo”

Tesis

Para obtener el título de:

Ingeniero en Sistemas Energéticos Sustentables

Presenta:

Hugo Morales Sánchez

Asesor:

Dr. Bernd Weber

Co-asesora:

Dra. Claudia Cano Rodríguez

Toluca, Estado de México

Octubre, 2019



AGRADECIMIENTOS

A CEMIE-Bio Clúster de Biocombustibles Gaseosos y SENER-CONACYT-Fondo de Sustentabilidad Energética por el financiamiento y sustento de este proyecto.



ABREVIATURAS

AGV: *Ácidos grasos volátiles.*

BM: *Bacterias metanogénicas*

BSR: *Bacterias Sulfatorreductoras*

CONAGUA: *Comisión Nacional del Agua (México).*

DBO: *Demanda Bioquímica de Oxígeno.*

DQO: *Demanda Química de Oxígeno.*

DQO_s: *Demanda Química de Oxígeno soluble*

MAGRAMA: *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (España, ahora MAPAMA).*

PBM: *Potencial Bioquímico de Metano.*

PTAR: *Planta tratadora de aguas residuales*

SS: *Sólidos suspendidos.*

SST: *Sólidos Suspendidos Totales.*

SSV: *Sólidos Suspendidos Volátiles.*

ST: *Sólidos Totales.*

SV/ST: *Relación de sólidos volátiles y sólidos totales contenidos en la materia.*

SV: *Sólidos Volátiles.*

UASB: *Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente, RAFA)*

WAO: *Wet Air Oxidation (Oxidación por aire húmedo u Oxidación húmeda).*

Índice general

Introducción	1
Capítulo I: Antecedentes.	3
1.1 Principios en la producción de biogás	3
1.1.1 Estudio, desarrollo y aplicación del biogás.	3
1.1.2 Evolución de la técnica: La digestión anaerobia	4
1.2 Digestión anaerobia	6
1.2.1 Fundamentos de la digestión anaerobia.....	6
1.2.2 Bioquímica de la digestión anaerobia.....	9
1.2.3. Factores esenciales en la digestión anaerobia.	18
1.2.4 Tecnologías presentes en la digestión anaerobia.....	29
1.3 Tratamiento de aguas y generación de lodos residuales.....	37
1.3.1 Procesos de tratamiento de aguas residuales	37
1.3.2 Clasificación de lodos residuales.....	38
1.3.3 Composición y características de los lodos residuales	41
1.3.4 Métodos de tratamiento de lodos residuales.....	44
1.3.5 Estabilización de los lodos residuales mediante digestión anaerobia.	46
1.4 Pretratamientos en los lodos residuales	48
1.4.1 Procesos de oxidación avanzada como pretratamiento.	50
1.4.2 Oxidación por aire húmedo como pretratamiento.	52
Capítulo II. Justificación, Hipótesis, Objetivos.....	60

2.1 Justificación	60
2.2 Hipótesis	61
2.3 Objetivo general.....	62
2.3.1 Objetivos específicos	62
Capítulo III. Metodología.....	63
Capítulo IV: Resultados y discusión	84
4.1 Método Batch.....	84
4.2 Método continuo	85
Conclusiones	104
Referencias bibliográficas	105
ANEXOS	113

Índice de tablas

Tabla 1. Componentes del biogás en función del sustrato utilizado.	7
Tabla 2. Comportamiento de la relación Acetato-ácido acético con respecto al pH.	21
Tabla 3. Contenido de sólidos totales y volátiles en un lodo de agua residual antes de ser digerido.	22
Tabla 4. Concentraciones recomendables en el digester en los principales inhibidores en el proceso anaerobio.	27
Tabla 5. Concentraciones de metales y sales en el proceso anaerobio.	28
Tabla 6. Configuración de reactores dependiendo la carga de alimentación.	30
Tabla 7. Características principales de los niveles de tratamiento.	38
Tabla 8. Rango de valores esenciales en la composición de lodos residuales.	43
Tabla 9. Concentraciones típicas de metales pesados en los lodos residuales.	43
Tabla 10. Tipos de procesos de oxidación avanzada.	51
Tabla 11. Estudios con la WAO como pretratamiento para la digestión anaerobia.	59
Tabla 12. Caracterización del lodo residual con el cual se trabajó.	63
Tabla 13. Variación de intensidad medida en el espectrofotómetro en función de la concentración.	75
Tabla 14. Nomenclatura de cada pretratamientos de acuerdo con sus condiciones.	82
Tabla 15. Variación de concentración con la que se fueron alimentando los reactores en el arranque.	82
Tabla 16. Caracterización de N-amoniacal y AGV's del lodo crudo y sus pretratamientos.	101
Tabla 17. Parámetros iniciales y finales de N-amoniacal y AGV's en la primera fase. .	101
Tabla 18. Parámetros iniciales y finales de N-amoniacal y AGV's en la segunda fase..	102
Tabla 19. Parámetros iniciales y finales de N-amoniacal y AGV's en la tercera fase.	102

Índice de figuras

Figura 1. Modo global en como la materia orgánica es transformada en la digestión anaerobia.....	7
Figura 2. Diagrama general del proceso de la digestión anaerobia.....	9
Figura 3. Sulfatorreducción presente en las fases de la digestión anaerobia de la materia orgánica.	18
Figura 4. Tasa de crecimiento de bacterias metanogénicas en función de la temperatura aplicada en el proceso anaeróbico.	20
Figura 5. Configuración típica de un reactor del tipo Batch.	31
Figura 6. Configuración típica de un reactor del tipo mono-etapa.....	32
Figura 7. Configuración típica de un reactor de contacto anaerobio o de recirculación...	33
Figura 8. Configuración típica de un reactor con filtro anaerobio.	34
Figura 9. Configuración típica de un reactor UASB.	35
Figura 10. Configuración típica de un reactor de dos fases.	36
Figura 11. Diagrama de etapas en el proceso de tratamiento de aguas residuales.	41
Figura 12. Diagrama del proceso de la WAO.	56
Figura 13. Diagrama simplificado de la WAO en los compuestos orgánicos.....	57
Figura 14. Diseño de los reactores donde se llevó a cabo la digestión anaerobia.....	64
Figura 15. Apariencia de los reactores en forma física.	65
Figura 16. Reactores acoplados a todo el sistema de medición de biogás, a la recirculación de agua, así como al suministro y retiro de sustrato.....	66
Figura 17. Espectrofotómetro de Infrarrojo.....	67
Figura 18. Autoclave Parr 5500.....	68
Figura 19. Diagrama de proceso de la Autoclave Parr 5500.....	68
Figura 20. Horno/Estufa Binder.	69
Figura 21. Mufla Felisa.	69
Figura 22. Incubadora LabTech.	70

Figura 23. Destilador de arrastre de vapor.	71
Figura 24. Bascula Precisa.	71
Figura 25. Digestor o reactor para DQO.	72
Figura 26. pH-metro.	73
Figura 27. Desecador.....	73
Figura 28. Colorímetro.....	74
Figura 29. Bomba de vacío.....	74
Figura 30. Recirculador.....	73
Figura 31. Curva de calibración del CO ₂ presente en el biogás.	75
Figura 32. Curva de calibración del metano presente en el biogás.	76
Figura 33. Absorbancias pertenecientes al CH ₄ y al CO ₂ , en la espectrofotometría IR. ...	76
Figura 34. Crisoles después de ingresar a la mufla.	78
Figura 35. Producción de biogás acumulado durante el método Batch.	84
Figura 36. Producción de biogás crudo total del método Batch.....	85
Figura 37. Comparación de ST y SV entre el lodo crudo y los pretratamientos.....	86
Figura 38. Valores de la DQO _s del lodo crudo y los pretratamientos.	87
Figura 39. Valores de la DQO _s inicial y final de la primera fase experimental.	88
Figura 40. Valores de la DQO _s inicial y final de la segunda fase experimental.....	89
Figura 41. Valores de los ST y SV inicial y final de la tercera fase experimental.	90
Figura 42. Producción total de biogás en las tres fases experimentales.....	92
Figura 43. Comportamiento general de los reactores en las fases experimentales. Fase1: día 31 al día 98; Fase 2: día 98 al día 164; Fase 3: día 174 al día 250.....	93
Figura 44. Producción de biogás diaria con los pretratamientos 185-20-0 y 185-20-10 en forma soluble (Primera fase).	95
Figura 45. Producción de biogás diaria con los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10 en forma soluble (Segunda fase).	96
Figura 46. Producción de biogás diaria con los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10 en forma completa (Tercera fase).....	97

Figura 47. Comportamiento de la producción de biogás específico en la primera fase con los pretratamientos 185-20-0 y 185-20-10.	98
Figura 48. Comportamiento de la producción de biogás específico en la segunda fase con los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10.	99
Figura 49. Comportamiento de la producción de biogás específico en la tercera fase con los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10.	100
Figura 50. Comportamiento del pH en cada reactor durante todas las fases experimentales.	103

Resumen

Los pretratamientos en los lodos residuales o lodos de purga son estrategias de gran beneficio para tratamientos biológicos como la digestión anaerobia. Estos lodos en sus características iniciales presentan una gran cantidad de materia compleja y gran cantidad de DQO, así como compuestos tóxicos que perjudican principalmente a los consorcios bacterianos. Uno de estos pretratamientos son la Oxidación por Aire Húmedo o WAO (por sus siglas en inglés), la cual tiene como principales ventajas la reducción de DQO, la desnaturalización y oxidación de compuestos complejos y tóxicos, de igual manera la generación de compuestos carboxílicos como ácido acético y ácido propiónico (algunos de los principales sustratos para la generación de metano). Las condiciones comunes de la WAO abarcan rangos de temperatura 150- 300°C con presiones de 1-20 MPa, de las cuales se decidió trabajar con temperaturas de 115°C y 185°C a una presión parcial de 0 y 10 bar cada uno con una duración de 20 min. Tales tratamientos fueron digeridos anaeróticamente en un reactor del tipo mono-etapa de forma continua. Los resultados en los pretratamientos fueron una reducción significativa de casi un 33% y un 30% en ST y SV, respectivamente. Y en la digestión anaerobia, una reducción de casi 70% de DQO_s, ST y SV, y alrededor de un 75% en los AGV's, Siendo los pretratamientos con mayor temperatura, los sustratos con mayor eficiencia en su aprovechamiento con casi un 50% en el aumento de la producción de biogás, gracias a su mayor cantidad de AGV's y DQO_s.

Introducción

Actualmente uno de los problemas por los que atraviesa la humanidad es la sustitución de los hidrocarburos de origen fósil por energéticos más limpios y amigables para la sociedad tanto económica como ambientalmente. Pocas son las soluciones hasta el momento ante estas dificultades que se presentan día a día en el contexto de las necesidades identificadas para generar una satisfacción social.

Uno de los factores más importantes que afectan son la generación de residuos y el desaprovechamiento de estos. Tal es el caso de la producción de aguas residuales, en donde industrias, empresas y residencias particulares producen grandes cantidades, de las cuales no es posible su total tratamiento o recuperación por el alto costo de purificación dando como origen grandes y negativos impactos colaterales en la comunidad y en el ambiente.

En México, actualmente, se generan $212 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de aguas residuales municipales de los cuales sólo $123.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ son tratadas (58%) en las 2536 plantas existentes en el país; y $214.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de aguas residuales de origen industrial donde $75.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ son tratadas (35.4%) con las 3041 plantas que cuenta cada industria (CONAGUA, 2017).

El tratamiento de aguas residuales trae consigo la generación de lodos residuales (comúnmente llamados lodos de purga), los cuales son elementos que tienen un impacto altamente negativo si no son estabilizados antes de su disposición final. Estos lodos bajo normas establecidas, en específico para México la norma NOM-004-SEMARNAT-2002 y un riguroso proceso pueden posicionarse como un excelente sustrato para la obtención de un energético noble: el biogás, mediante la digestión anaerobia, la cual puede ser implementada en cada una de las mismas plantas de tratamiento, tanto municipales como particulares, designadas para diferentes áreas de la industria.

En países como Alemania, Inglaterra y Estados Unidos la recuperación de energía en forma de biogás es muy común. Por otro lado, en México y en el resto de los países latinoamericanos la mayor parte de las plantas tratadoras de aguas residuales (PTARs) no utilizan procesos anaerobios, y a consecuencia no se aprovecha el biogás, dejando de un lado todos los beneficios que éste conlleva (López, Ramírez, Gomes y Morgan-Sagastume, 2017).

La investigación y la práctica ha demostrado que para el tratamiento de los lodos generados en las PTARs, destinados como sustratos para sistemas anaerobios, es posible implementar pretratamientos térmicos para su mayor disposición. Tal es el caso de la Oxidación por Aire Húmedo (WAO, por sus siglas en inglés), un proceso de oxidación avanzada, capaz de hacer más disponible la materia orgánica contenida en el sustrato, mayormente implementada para residuos industriales en el tratamiento de agua.

Si bien el proceso de la digestión anaerobia mediante lodos ya se ha estudiado y establecido en algunas PTARs del territorio mexicano (como la de Atotonilco, en Hidalgo,) es importante la implementación de nuevas técnicas para un mejor aprovechamiento, como la Oxidación por aire húmedo.

En el actual trabajo se explica de qué forma estos lodos pueden presentarse como recurso y no como un problema para la sociedad mexicana, con el objetivo de generar soluciones posibles ante los atentados que se tienen al ambiente y atacando conjuntamente los problemas energéticos con tecnologías de este tipo, formando parte de las estrategias sustentables para el cumplimiento de un desarrollo sostenible.

El capítulo 1, aborda antecedentes y definiciones referentes a la digestión anaerobia, lodos residuales y sus características principales, dando lugar a los pretratamientos existentes para su correcta estabilización y mayor disposición, resaltando así la Oxidación por Aire Húmedo como una de las principales estrategias para lograr la disposición correcta de éstos como un elemento energético con grandes oportunidades para ser explotado.

En el capítulo 2, se describen hipótesis, justificación, objetivos generales y específicos que el trabajo de investigación desea alcanzar durante la etapa de experimentación.

En el capítulo 3, se analiza la metodología seguida en la experimentación, así como el diseño, métodos analíticos y equipos utilizados durante el proceso.

El capítulo 4, está dedicado a los resultados obtenidos durante la investigación, principalmente, ST, SV, DQO_s y la producción de biogás de cada etapa son mostrados y discutidos.

En el capítulo 5, se concluyen y se discuten algunos puntos alcanzados en la investigación, así como los resultados más sobresalientes y cómo estos impactan en la hipótesis descrita.

Capítulo I: Antecedentes.

1.1 Principios en la producción de biogás

1.1.1 Estudio, desarrollo y aplicación del biogás.

En el siglo XVIII se presentan las primeras investigaciones relacionadas con metano y su generación, así en 1776 Alejandro Volta estudió e identificó el gas que se producía en los pantanos, descubrió que, mediante la conversión de materiales húmedos, por la fermentación anaerobia, es posible la generación de metano (Campos, 2001; García-Caro, 2013). Aunque en 1682, Boyle ya tenía en mente la producción de este gas a partir de la descomposición de residuos animales y vegetales. (Pine, 1971; Stafford,1974; López, 1989).

Posteriormente, Louis Pasteur, en 1854, fue el primero en describir a los microorganismos anaerobios, del tipo *Clostridium*, al trabajar con la fermentación butírica, que es la conversión de los glúcidos dando como resultado ácido butírico, acetona, butanol e hidrógeno. (López,1989; García-Caro, 2013).

Y a partir de ese momento varios científicos estudiaron la naturaleza en la formación del metano por procesos biológicos, dando así una pequeña línea temporal (Campos, 2001; García-Caro, 2013):

- 1875, Propoff investigó y describió que la formación de biogás sólo se producía en condiciones anaerobias.
- 1884, Pastnier presentaba ante la *Académie des sciences*, en Francia, su primer trabajo acerca de la producción de metano teniendo como sustrato residuos de granja.
- 1890, Omelianski plantea la producción de H₂ a partir de acetato y butirato por la degradación de la celulosa; además propone la generación de metano por la reducción de CO₂.
- 1910, Söhnger comprueba que la reducción del CO₂ es uno de los principales mecanismos para la formación de metano, y plantea otro: la descarboxilación del acetato.

- 1930, Buswell menciona que en el proceso de la formación del metano hay dos etapas denominadas “Ácida” y “Metánica”. Además, señala la importancia de los ácidos grasos volátiles como intermediarios del proceso.
- 1936, Barker explica la formación de metano como un proceso de oxidación-reducción.
- 1948, Buswell utiliza trazadores radioactivos (^{14}C) para demostrar la formación de metano a partir del acetato.
- 1950, Hungate consigue el aislamiento de bacterias anaeróbicas por técnicas microbiológicas, desafortunadamente no logra un crecimiento con ácidos orgánicos como propiónico y butírico (Hungate, 1969).
- 1967, Bryant comienza a estudiar la fermentación metánica a partir del etanol.

1.1.2 Evolución de la técnica: La digestión anaerobia

La transformación anaerobia forma parte de la naturaleza en la degradación de materia orgánica, también llamado mineralización, y se da en forma espontánea en diferentes escenarios como pantanos, yacimientos subterráneos o incluso en el metabolismo de los rumiantes produciendo, además de metano, dióxido de carbono (Campos, 2001).

Algunas de las primeras aplicaciones para el tratamiento anaerobio se realizaron en Francia a finales del siglo XIX, descritas por Mouras. El proceso se llevaba a cabo en una cámara cerrada herméticamente, en la cual los sólidos sedimentados se degradaban anaeróticamente, generalmente sólidos putrescibles del agua residual doméstica, este fue modificado por Donal Cameron, en Reino Unido, en 1985, quien lo llamó “tanque séptico” (Bermúdez, 1988; Díaz-Báez, 2002).

En el año de 1890 W. D. Scott- Mouncrief construyó un tanque con un espacio vacío bajo el lecho de piedras, donde el agua pasaba hacia arriba a través de éstas, lo que constituye una forma antigua del filtro anaerobio. Con ello se reducía significativamente el fango orgánico en suspensión. Para 1897 la totalidad del agua residual se trataba por ese sistema (Bermúdez, 1988).

La aparición del tanque Imhoff, en 1914, surgió debido a que el efluente de los tanques sépticos contenía materia en suspensión sin digerir lo que bloqueaba los filtros y era necesario contar con

una cámara especial para separar los sólidos. Para superar las limitaciones de tamaño y construcción del tanque de Imhoff se aislaron las cámaras de sedimentación y digestión (Mendoza, 2015), (incorporándose el calentamiento en 1927) obteniendo una mayor eficiencia que el anterior (Bermúdez, 1988).

Aunque ya se contaba con sistema de calentamiento, su eficiencia se veía afectada y retardada por una gruesa capa de espuma, así como por la sedimentación del fango. Para evitar la formación de estas capas de espuma y asegurar un mejor contacto entre el residuo y bacterias se introdujeron varios sistemas de mezcla, desde la recirculación de gas hasta un agitador de paletas (Bermúdez, 1988; Díaz-Báez, 2002).

Una de las principales aplicaciones para el uso del biogás se dio en el año de 1897, en el Reino Unido, donde se utilizó para el alumbrado y la calefacción en los trabajos de tratamiento (García-Caro, 2013; Mendoza, 2015). Mientras tanto para 1900, en India se construían los primeros digestores anaerobios; llegando a funcionar esta técnica en la región de Gran Bretaña hasta 1911, permitiendo que en los años 20's y 30's se realizarán experimentos a nivel laboratorio y plantas pilotos, utilizándose los lodos de aguas residuales como sustrato de los digestores (López, 1989; García-Caro, 2013).

Gracias a estas investigaciones y aportaciones fue como llegó a ser parte esencial en la etapa de la Segunda Guerra Mundial, convirtiéndose en un respaldo durante la escasez de combustible fósil. Con la culminación del conflicto armado y la fácil disposición de los combustibles fósiles las instalaciones en su mayoría cerraron, dejando de funcionar (Campos, 2001).

Para los años 50's a 70's el proceso de la digestión anaerobia se desarrolló plenamente en la India y China, empleando principalmente excrementos de animales y de humanos (debido a una producción excesiva), además, desperdicios domésticos y algunos residuos agrícolas (López, 1989).

Cuando la crisis del petróleo ocurrió, Estados Unidos, Canadá, y gran parte de Europa consideraba a la digestión anaerobia sólo como un proceso de tratamiento para la reducción de las altas cargas orgánicas de algunos residuos, sin aprovechar los lodos como fertilizantes o el biogás en forma de combustible (López, 1989; García-Caro,2013).

Fue hasta 1985, cuando Dinamarca comenzó un programa de desarrollo para la demostración del potencial de grandes plantas de digestión anaerobia como productores de energía eléctrica, usando residuos derivados de la agricultura, contribuyendo así al cuidado del ambiente. Como consecuencia, en 1997 se contabilizaban 19 grandes plantas que trataban conjuntamente residuos de origen industrial, urbanos, lodos de plantas tratadoras de agua residual y desechos ganaderos. Siendo “Davine” la planta con menor volumen (con 750 m³ en el digestor) y una producción anual de biogás de 0.3 millones Nm³/año, y “Arhus Nord” la de mayor capacidad (con 8500m³ en el digestor) y una producción anual de biogás de 3.8 millones Nm³/año (Campos, 2001).

Por consiguiente, el avance tecnológico ha permitido especializar y desarrollar procesos para que existan condiciones más favorables de operación con el aporte adecuado de nutrientes para la obtención de mejores rendimientos. Con lo anterior se amplían los alcances del uso del biogás, así como su calidad, lo que permite que sea un recurso energético altamente rentable en materia de generación de energía eléctrica.,

1.2 Digestión anaerobia

1.2.1 Fundamentos de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia, también llamada fermentación metanogénica (López, 1989), es el proceso en el cual la materia orgánica es convertida en biogás (Bajpai, 2017), una combinación de metano, dióxido de carbono e hidrógeno, en ausencia de oxígeno a causa de la acción combinada de diferentes poblaciones bacterianas (Díaz-Báez, 2002). Cada uno de los grupos bacterianos presentes y archeas metanógenas interactúan para formar una comunidad microbiana la cual tiene una estructura y una función definida, en donde cada grupo participa para su mantenimiento (Malina y Pohland, 1992).

Por la naturaleza del metabolismo sólo una pequeña parte del sustrato suministrado es parte del crecimiento microbiano, el resto, cerca del 90% de la materia disponible se convierte en biogás. De esa manera la digestión anaerobia permite el desdoblamiento de la materia en forma de componentes energéticos, como el metano, hidrógeno y fertilizantes (como el nitrógeno y fósforo)

de manera espontánea permitiendo ser así una técnica de bajo coste para el tratamiento de este tipo de compuestos orgánicos (López, 1989; Campos, 2001).

En la Figura 1 se presenta en términos generales como se desarrolla la digestión anaerobia para la formación de biogás:

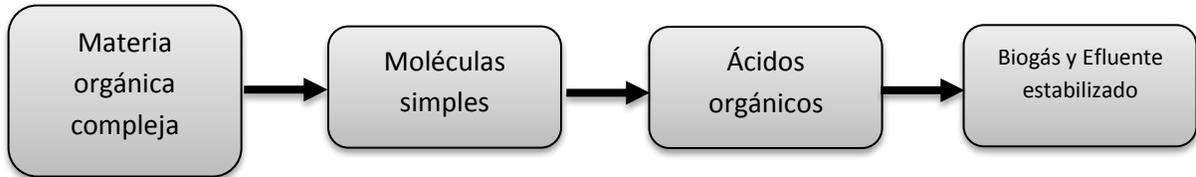


Figura 1. Modo global en como la materia orgánica es transformada en la digestión anaerobia (López, 1989).

Tabla 1. Componentes del biogás en función del sustrato utilizado (Lozano et al., 2005)

Componente	Residuos agrícolas	Lodos de depuradora	Residuos industriales	Gas de vertedero
<i>Metano</i>	50-80%	50-80%	50-70%	45-65%
<i>Dióxido de carbono</i>	30-50%	20-50%	30-50%	34-55%
<i>Agua</i>	Saturado	saturado	Saturado	Saturado
<i>Hidrógeno</i>	0-2%	0-5%	0-2%	0-1%
<i>Sulfuro de hidrógeno</i>	100-700ppm	0-1%	0-8%	0.5-100ppm
<i>Amoniaco</i>	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas
<i>Monóxido de carbono</i>	0-1%	0-1%	0-1%	Trazas
<i>Nitrógeno</i>	0-1%	0-3%	0-1%	0-20%
<i>Oxígeno</i>	0-1%	0-1%	0-1%	0-5%
<i>Compuestos orgánicos</i>	Trazas	Trazas	Trazas	5ppm (terpenos, ester, etc.)

Biogás

El biogás es un biocombustible formado por metano (CH_4) en una proporción de 55%, y dióxido de carbono (CO_2) en 45%, principalmente, además de pequeñas proporciones de otros gases, como H_2S , H_2 , NH_3 , etcétera. Cuenta con un poder calorífico de 20.35MJ/m^3 (Díaz et al., 2008) el cual es cerca del 60% al del gas natural (33.58MJ/m^3), a causa de que éste es prácticamente metano puro (Campos, 2001).

Ya que el biogás contiene un alto porcentaje de metano, puede ser una fuente renovable de energía capaz de sustituir al gas natural (Zhang, Hu, Lee, 2016). Suele usarse en forma de energía calorífica, para cocinar, como calefacción, en motores de combustión interna o en la generación de energía eléctrica. Es una forma elegante de aprovechamiento energético en países europeos ya que es un proceso con excelente balance exergético en su conversión.

En la Tabla 1 se muestra la porción en la que se encuentran los diferentes componentes gaseosos formados durante la digestión de acuerdo con el tipo de sustrato utilizado.

Efluente

El igual que la variación de concentración en metano y CO_2 del biogás, las características del efluente dependen mucho del sustrato con el que se alimente y del tipo del sistema empleado. Por ejemplo, si los residuos son tratados con sistemas de mezcla completa y con residuos orgánicos, se puede llegar a predecir que el efluente es una mezcla de influentes estabilizado y la biomasa microbiana producida (Campos, 2001).

A causa de la degradación de la materia orgánica, por la fermentación anaerobia, y la conversión en biogás (específicamente metano) la cantidad generada de material efluente es menor a la del influente. Siendo el balance de masas una herramienta muy precisa para la cuantificación del proceso. Como no hay una remoción total de nitrógeno, fósforo y minerales es preciso encontrar dichos productos más mineralizados, sobre todo este primero se presenta en forma de nitrógeno amoniacal (López, 1989; Campos, 2001).

1.2.2 Bioquímica de la digestión anaerobia

Para mayor comprensión a través de su cinética microbiana, la digestión anaerobia ha sido dividida en etapas, en las cuales se ve involucrada la conversión de los sustratos a partir de la presencia de un grupo de microorganismos en específico. En la Figura 2 se puede visualizar las rutas que sigue cada etapa.

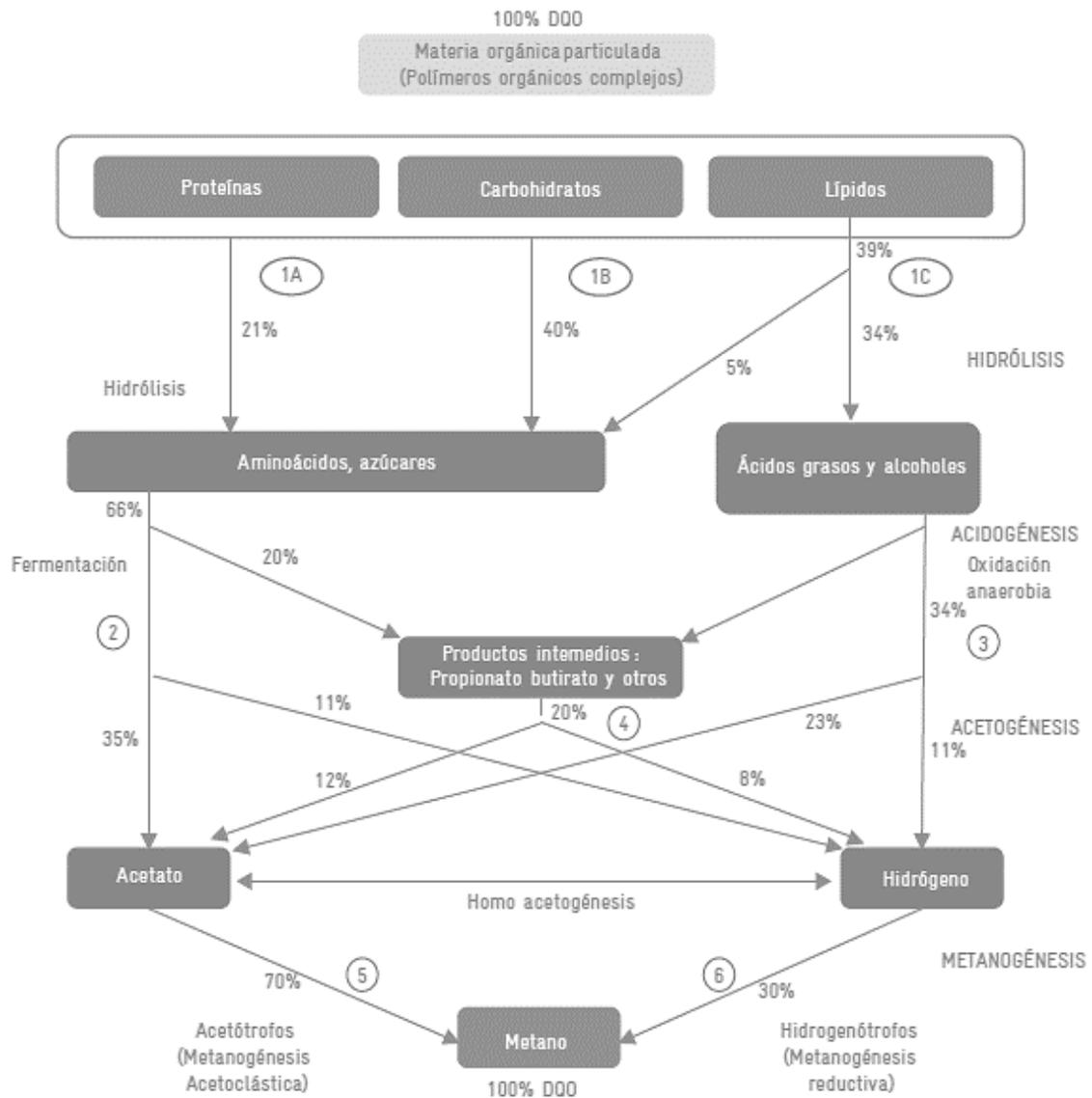


Figura 2. Diagrama general del proceso de la digestión anaerobia (López et al., 2017)

Hidrólisis

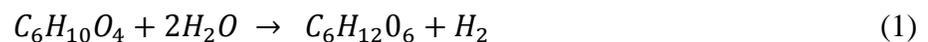
En esta etapa algunos conceptos como desintegración, solubilización e hidrólisis enzimática son utilizados para expresar la cinética del proceso (Weber, Rojas y Torres, 2012). Como principio las moléculas o grandes polímeros son reducidos de tamaño. Moléculas complejas solubles o insolubles como carbohidratos, proteínas, lípidos y ácidos nucleicos, incapaces de ser asimilados por las interacciones del grupo de bacterias anaerobias, pasan a ser moléculas más pequeñas y simples (Weber et al., 2012; López et al., 2017)

La hidrólisis de polímeros orgánicos es llevada a cabo por enzimas extracelulares (proteasas, celulasas, lipasas amilasas), producidas por bacterias fermentativas primarias. El tamaño reducido de la materia facilita el transporte de los monómeros liberados (aminoácidos, monosacáridos, ácidos grasos de cadena larga y glicerol) a través de la membrana celular. (Vavilin, Fernandez, Paltsi y Flotats, 2007; Weber et al., 2012).

Vavilin et al. (2007) mencionan que, durante la hidrolisis, en la degradación de los monosacáridos, aminoácidos y ácidos grasos de cadenas largas, ácidos grasos (acético, butírico, propiónico, láctico, etc.) e hidrógeno son formados siendo precursores de la producción de metano.

Esta etapa hidrolítica puede ser un factor limitante en la velocidad del proceso global de la digestión anaerobia, sobre todo si el sustrato está formado por sólidos complejos e insolubles (Bajpai, 2017). Incluso en casos donde las fases acidogénica o metanogénica pueden ser consideradas como etapas limitantes en la digestión, la hidrólisis afecta todo el rendimiento del proceso en general (García-Caro, 2013).

Por medio de la ecuación (1) es posible resumir la etapa hidrolítica. Donde Kothari., Pandey, Kumar, Tyagi y Tyagi (2014) explican que aproximadamente la mayoría de la materia residual en promedio es conformada por ácido adípico ($C_6H_{10}O_4$):



Elementos negativos que podrían afectar en este proceso (De la Torre, 2018):

- Las concentraciones de pH y una variación de temperatura.
- El tamaño de la partícula o la molécula a degradar suele ser un agente limitante. Es por lo que muchas tecnologías recurren al uso de un pretratamiento de la materia orgánica.
- Materia orgánica asociada con lignina y ceras son más difíciles de disociar y degradar, por la naturaleza no biodegradable de la lignina, nombrada como “materia refractaria”.

Microbiología hidrolítica

Muchas de las bacterias que participan en este proceso tiene características de ser anaerobias obligadas. Sin embargo, existen gran número de bacterias facultativas tales como los estreptococos y otros gérmenes entéricos.

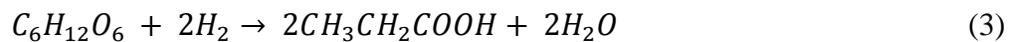
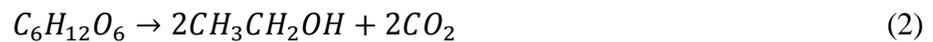
Algunos de los microorganismos más representativos que participan son los pertenecientes a los géneros *Acidaminobacter*, *Acetovibrio*, *Bacillus*, *Bifidobacterium*, *Butyrivibrio*, *Clostridium*, *Desulforomonas*, *Desulfobacter*, *Escherichia*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Pseudomas*, *Propionibacterium*, *Smithella*, *Streptococcus* y otros géneros pertenecientes a los Phyla *Proteobacteria* y *Firmicutes* (Ariesyadi, Tsukasa y Okabe, 2007).

La degradación, como se mencionó anteriormente, por estos organismos, se da en gran variedad de moléculas orgánicas complejas como polisacáridos, lípidos y proteínas, convirtiéndolos en una amplia gama de productos intermedios como ácido acético, mezcla de H₂ y CO₂, compuestos monocarbonados, ácidos orgánicos de más de dos átomos de carbono y compuestos tales como propanol, butanol, etcétera. El pH depende del sustrato con el que se alimente o se lleve a cabo la digestión. Para la materia orgánica fácilmente degradable como los carbohidratos, la hidrolisis avanza con una velocidad máxima a pH entre 5.5- 6.5. (Hungate, 1969; Zoetemeyer, Van den Heuvel y Cohen, 1979; Cabeza de Vaca, 2008).

Acidogénesis

En esta etapa los monómeros liberados en la hidrólisis son degradados mediante reacciones fermentativas, en donde los compuestos orgánicos funcionan como aceptores y donadores de electrones (Weber et al., 2012). Los productos que generalmente se forman son los ácidos grasos volátiles (ácidos de cadena corta), que funcionan como intermediarios degradativos, como ácido acético, propiónico, n-butírico, n-valérico y láctico además de alcoholes (Montes, 2008; Bajpai, 2017). Así como los agentes necesarios en la formación de metano, que son el ácido fórmico, metilaminas, ácido acético, metanol, hidrógeno y CO₂ (Weber et al., 2012).

Por medio de las ecuaciones 2, 3 y 4, se explica y resume la síntesis de la fermentación presente en la acidogénesis, en la cual se forma etanol, ácido propiónico, y ácido acético, respetivamente, a base de glucosa (Kothari et al., 2014):



Elementos negativos que podrían afectar en este proceso:

Uno de los principales factores es la concentración de hidrógeno y la influencia del pH, cuando se presentan fuera de la ventana termodinámica es muy difícil que haya una ruptura completa de los ácidos grasos de cadena larga (De la Torre, 2008). En los digestores también puede haber una afectación por la naturaleza del sustrato, su concentración de materia orgánica, el tiempo de retención hidráulica y la temperatura (Bermúdez-Penabad, 2017).

Microbiología acidogénica

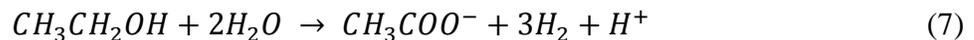
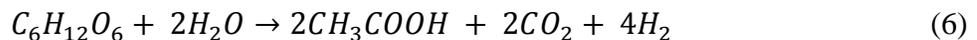
La participación de la fermentación de la materia hidrolizada es dada por *Butyrivibrio*, *Propionibacterium*, *Clostridium spp*, *Bacteroides*, *Ruminococos*, *Bifidobacterium spp*, *Enterobacterias* (Montes, 2008), *Lactobacillus*, *Escherichia*, *Staphylococcus*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Streptococcus* (Mara y Horan, 2003; Weber et al., 2012, Rodríguez, Ventura, López y Pérez, 2017).

Acetogénesis

Durante esta fase los productos formados en la acidogénesis, tal como ácido láctico, etanol, ácido propiónico, ácido butírico, compuestos aromáticos y otros ácidos orgánicos a excepción del ácido acético son sustratos aptos para las bacterias que participan en la acetogénesis para la formación de ácido acético, CO₂ e H₂ como compuestos principales (Montes, 2008; Mendoza, 2015; Bajpai, 2017; Rodríguez et al., 2017). Estos productos son metabolizados directamente por los organismos metanogénicos (De la Torre, 2008)

López (1989) menciona que las bacterias acetogénicas suelen estar asociadas con otras especies de microorganismos, como por ejemplo las BM o BSR, debido a que la energía disponible en las reacciones es una función de concentración tanto de sustratos como de productos y el consorcio citado mantiene las concentraciones en un intervalo favorable.

Kothari et al. (2014) y Bajpai (2017) engloban esta transición en las siguientes ecuaciones:



Factores negativos para este proceso:

La acumulación excesiva del H₂ propicia a que exista una inhibición en la síntesis del acetato, así como el mismo ácido acético y demás ácidos grasos de cadena larga que no han sido asimilados por las etapas anteriores. El valor del pH es un factor determinante para la evolución de la acetogénesis (De la Torre, 2008).

Microbiología acetogénica

Algunas de las bacterias acetogénicas que participan en este proceso suelen ser *Syntrophobacter wolinii* que participa en degradación del ácido propiónico, *Syntrophomonas wolfei*, encargada del ácido butírico, así como los ácidos valérico y butírico que son degradados por las mismas especies (Montes, 2008).

En el grupo de bacterias acetogénicas se incluyen las homoacetogénicas cuya principal característica es formar acetato como único producto a partir de la fermentación de compuestos solubilizados, como lo son los azúcares, y la mezcla de CO₂ e hidrógeno, exclusivamente. Estos organismos pertenecen a los géneros *Acetobacterium*, *Acetoanaerobium*, *Acetogenium*, *Butyribacterium*, *Clostridium* o *Eubacterium* (López, 1989; Montes, 2008).

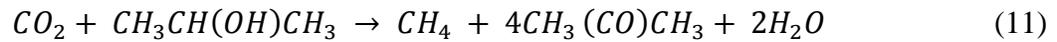
Metanogénesis

Durante este proceso se da lugar la biometanización, es decir, la formación de metano presente en el biogás producido por la conversión de sustratos monocarbonados o metanol, formiato, y algunas metilaminas o con compuestos que contengan un par de átomos de carbono unidos por enlace covalente exclusivamente (como ácido acético, etanol). Y como se mencionó anteriormente, la formación del metano se da a través de H₂ y CO₂ (Campos, 2001; Mendoza, 2015).

Cerca del 70% de metano producido procede de la descarboxilación del ácido acético, proceso llamado metanogénesis acetoclástica (Oude, Visser, Hulshoff y Stams, 1994), y del proceso metilotrófico, donde sustratos como metanol, ácido fórmico y otros compuestos participan.

Mientras que el resto del metano (cerca del 30%) producido por hidrógeno y dióxido de carbono se conoce como metanogénesis hidrogenotrófica (Montes, 2008; Mendoza, 2015; Bajpai, 2017).

Weber et al. (2012), Kothari et al. (2014) y Bajpai (2017) describen el proceso de la metanogénesis, con sus respectivas reacciones, siendo la ecuación 8 del tipo acetoclástica mientras que de la 9 a las 13 son hidrogenotróficas:



Inhibidores de la metanogénesis

Una mala relación entre las conversiones biológicas presentes en la digestión anaerobia es uno de los factores que importan en la estabilidad de los organismos metanógenos, ya que de otra forma existiera una acumulación de compuestos intermediarios. Los ácidos grasos volátiles, por ejemplo, al acumularse impactan en la disminución de pH lo que hace que la producción de metano no se lleve a cabo. Por otro lado, si en el proceso existe una presión alta del hidrógeno, existirá una baja concentración de ácidos grasos volátiles, y como consecuencia no existirán compuestos capaces de ser asimilados por el consorcio microbiano.

Microbiología metanógena

Los microorganismos metanogénicos estrictamente anaerobios son uno de los más importantes en este último proceso anaerobio, pertenecen al grupo actualmente conocido como *Archaea* (Campos, 2001, Bajpai, 2017), la producción del metano es el producto principal de su metabolismo energético. (Díaz-Báez et al., 2002). Los géneros acetoclásticos presentes en esta esta son *Methanosarcina* y *Mathanosaeta* (*Methanothrix*) (Díaz-Báez et al., 2002). Así como los hidrogenófilos son representados por *Methabacterium*, *Methanococo*, *Methabrevibacter* o *Methagenium* (Montes, 2008).

Sulfurogénesis

La sulfurogénesis o sulfatorreducción puede presentarse en cualquier sustrato que contenga materia orgánica en vía de degradación, pero sobre todo se encuentra en aguas y lodos residuales, ya que contienen cierta cantidad de sulfato (SO_4^{2-}), sulfito (SO_3^{2-}), y otros compuestos azufrados (Díaz-Báez et al., 2002; López et al., 2017).

En esta etapa participan microorganismos sulfatorreductores que utilizan compuestos como los mencionados anteriormente, en especial el sulfato, para poder oxidar compuestos orgánicos como ácidos, azúcares, glicerol, etanol, aminoácidos, acetato, entre otros (Weber et al., 2012). Ácidos grasos como el propiónico, y el butírico son oxidados completamente hasta CO_2 o parcialmente hasta acetato por las BSR. Compuestos como el etanol, otros alcoholes, lactato, malato y compuestos aromáticos pueden ser degradados completa o parcialmente (Díaz-Báez et al., 2001). En la Figura 3 se muestra la participación de este tipo de microorganismos en la digestión anaerobia.

En la sulfatorreducción, la eliminación de la DQO es más eficiente que en la metanogénesis, debido a que las BSR, como se dijo anteriormente, participan también en las etapas finales en la degradación de la materia, trabajando sintróficamente con las metanógenas, siempre y cuando no exista la presencia de lactato y etanol, ya que entra en competencia. (Oude et al., 1994; Díaz-Báez et al., 2001; López et al., 2017). Al presentarse esta situación se tiende a la inhibición de las bacterias acetoclásticas por la producción de H_2S (Malina y Pohland, 1992).

La presencia de olores desagradables producidos por el sulfuro de hidrogeno (H_2S), un color negro en las aguas y los sedimentos, debido a formación de sulfuros que precipitan al reaccionar con diferentes metales, son características esenciales de la alta actividad metabólica de las BSR. Estas características se presentan en el tratamiento anaeróbico de las aguas residuales, generando toxicidad, corrosión en las calderas y los motores operados con biogás derivado de estos sustratos (Oude et al., 1994).

Una de las formas toxicas del H_2S es la no disociada lo que hace su fácil transporte a través de las membranas celulares. Debido a esto, una variación de pH en los digestores puede causar la inhibición de todo el proceso. Algunas de las estrategias planteadas para poder disminuir este comportamiento son (Oude et al., 1994; Díaz-Báez et al., 2002):

- Diluir el afluente o sustrato con aguas residuales que no contengan sulfato.
- Adicionar metales como el hierro para remover el H_2S por precipitación.
- Separar cada fase del proceso limitando a la sulfatorreducción en la etapa acidogénica o una fase exclusiva para la sulfatorreducción.
- Incrementar el pH para obtener una forma menos tóxica del H_2S (incrementar la fracción disociada).

Sin embargo, este proceso conlleva algunas ventajas a pesar de la producción de H_2S (Oude et al, 1994):

- Eliminación de sulfato presente en los sustratos.
- Ayuda a mantener un bajo potencial de óxido-reducción en el proceso anaeróbico.
- Precipitar metales pesados como Co, Ni, Pb, Zn mediante procesos metabólicos.

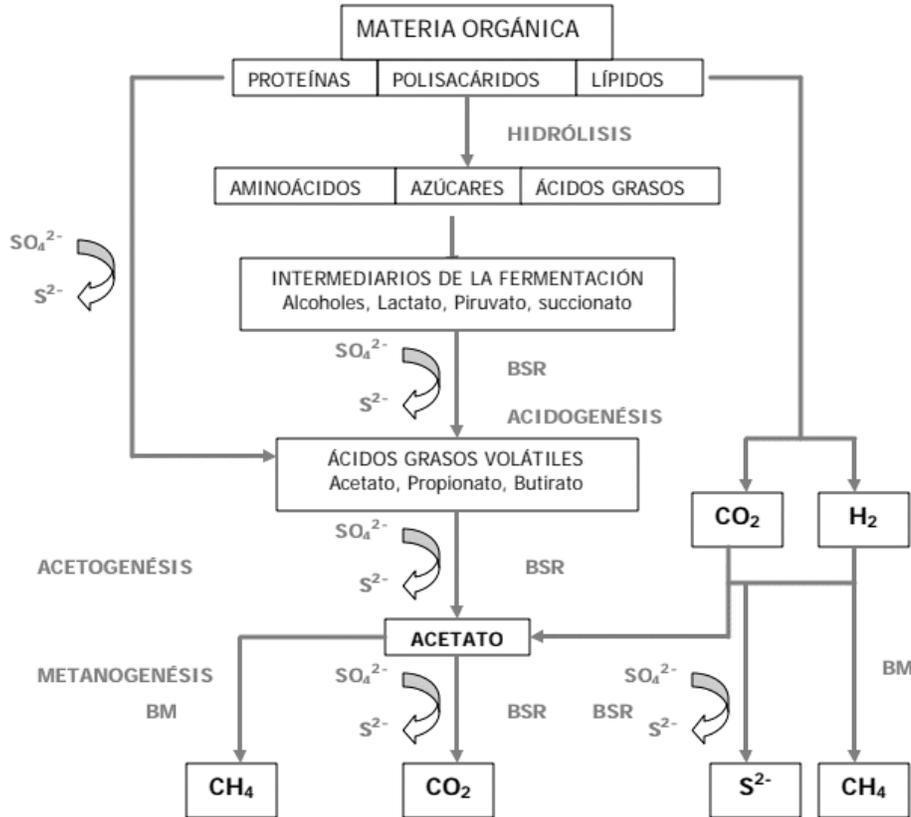


Figura 3. Sulfatorreducción presente en las fases de la digestión anaerobia de la materia orgánica (Gibson, 1990).

1.2.3. Factores esenciales en la digestión anaerobia.

Temperatura

En el proceso de la digestión anaerobia, la temperatura es un parámetro de vital importancia ya que de él dependen el crecimiento de los consorcios bacterianos explicados en el capítulo anterior (Malina y Pohland, 1992; Jain, Jain, Wolf, Lee, Tong, 2015). Este efecto es debido a que existen reacciones enzimáticas, en donde las enzimas al ser complejos moleculares se caracterizan por ser sensibles a la temperatura. Además de que los grupos bacterianos que intervienen en el proceso biológico tienen una temperatura óptima en donde su desarrollo y crecimiento se estabilizan al máximo (Weber et al., 2012).

Por ende, mantener una temperatura designada ayudará a la actividad de los microorganismos, ya que cada uno está adecuado a una temperatura óptima de crecimiento. De otra manera, si se varía el rango de este parámetro durante el proceso, impactará negativamente en la comunidad bacteriana, dando como resultado una estabilización parcial de la materia orgánica, por el desequilibrio de fases, decayendo la producción de biogás y la generación de metano (Campos y Flotats, 2004; Weber et al., 2012; Samani, Andoli, Karbassi, Pourzamani y Rezaee, 2017).

Existen tres tipos de temperaturas que se involucran en el proceso, 1) Psicrófila, que mantiene un rango de 10 y 20°C, 2) Mesófila, de 20 a 40°C, 3) Termófila, de 40 y 60°C.

Bajo este panorama, las bacterias fermentativas tienden a tener su máxima velocidad de crecimiento (100%) entre 50-55°C, bajo condición termófila, mientras que el 65% de su desarrollo se da bajo condiciones mesofílicas, entre 30 y 40°C. En cuestiones metanogénicas, las bacterias suelen ser más sensibles a la temperatura, ya que a 60°C se presenta un aumento del 100%, mientras que en condiciones mesofílicas (entre 32 y 36°C) su tasa de poblacional se encuentra en 50%. En los límites psicrófilos (entre 15 y 20°C) el crecimiento bacteriano se encuentra inferior al 30% (López et al., 2017). Es posible visualizar tal comportamiento en la Figura 4.

Sin embargo, aunque exista un mayor desarrollo y actividad bacteriana en condiciones termofílicas, tiene la desventaja de ser más sensible, y presenta una alta inestabilidad a la mínima variación de temperatura, por lo que es necesario aplicar un control más estricto en el sistema. Por otro lado, en temperaturas mesofílicas (específicamente 35°C) (Jain et al., 2015), aunque no haya una buena eficiencia bacteriana, hay una mejor estabilidad. A pesar de presentarse una alta concentración de CO₂, respecto al CH₄, ocurre una producción estable de biogás (García-Caro, 2013; López et al., 2017).

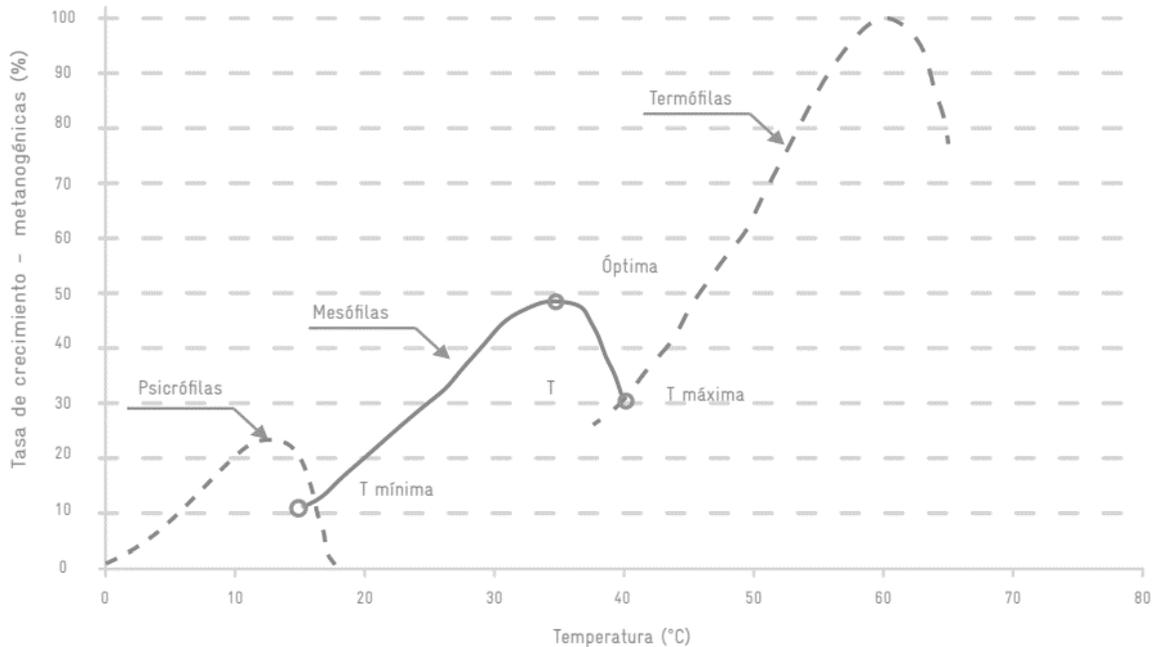


Figura 4. Tasa de crecimiento de bacterias metanogénicas en función de la temperatura aplicada en el proceso anaeróbico (López et al, 2017).

pH

El pH del medio en el que se lleva el proceso regularmente es función de la alcalinidad bicarbonatada, de la presión parcial del dióxido de carbono y de la concentración de los ácidos volátiles (López, 1989; Malina y Pohland, 1992, Martí, 2002).

Para un óptimo tratamiento anaerobio, Samani et al. (2017) recomienda mantener el pH entre valores de 5.5 a 8.5. Sin embargo, para otros autores como Bajpai (2017) el rango específico del pH para que la actividad metanogénica se lleve a cabo debe estar entre 6.8 y 7.5, mientras que para la actividad fermentativa o acidogénica el intervalo se debe encontrar entre 5.0 y 6.0, con tolerancia para valores de hasta 4.5. Si éstos se presentan por debajo de 6.2, la acidez del medio inhibe la actividad de las bacterias metanogénicas, y si se hayan por debajo de 4.5, existe una afectación en las bacterias acidogénicas. Efectos similares ocurren principalmente en las bacterias metanogénicas acetoclásticas si el pH se halla entre 8.0 y 8.5 (López, 1989; Campos y Flotats, 2014 López et al., 2017).

La participación de las bacterias sulfatorreductoras y acetógenas resalta en la regulación del pH, ya que estas poblaciones microbianas son quienes mantienen un equilibrio por el consumo óptimo de AGV's, y también mantienen un equilibrio perfecto entre los productores y consumidores de H₂. Este equilibrio es conocido como asociación sintrófica o transferencia interespecie de H₂. (Weber et al., 2012).

En la Tabla 2, se puede observar que el pH va de la mano de la cantidad de ácido acético producido, por lo tanto, es el causante de la variación de pH, convirtiéndose así en el inhibidor principal.

Tabla 2. Comportamiento de la relación Acetato-ácido acético con respecto al pH (Hernández, 2001).

pH	% de Acetato en equilibrio	% de Ácido acético
5	64.31	35.7
5.5	85	15
6	94.74	5.26
6.5	98.26	1.74
7	99.45	0.55

Ácidos grasos volátiles (AGV's)

La formación y el contenido de ácidos grasos volátiles dentro del digestor es uno de los parámetros más útiles en el control del estado metabólico del proceso (López, 1989). Siendo uno de los elementos más importantes en la generación de metano, la cuantificación de ellos nos hace entender cómo se está comportando el digestor metabólicamente, por ende, si existe algún tipo de inhibición en la metanogénesis sus valores indicarán una alta concentración de ácidos volátiles, comúnmente antes que se presente un descenso en el pH del digestor (Montes, 2008).

La presencia elevada de ácidos contenidos en el digestor se debe principalmente a la inestabilidad y desequilibrio de los grupos y consorcios microbianos, así como la sobrecarga de materia orgánica y el exceso de sustratos de fácil degradación (Bajpai, 2017). Así mismo, la alta carga hidráulica puede causar una acumulación de ácidos orgánicos debido a la alta presencia de microorganismos acidogénicos, en comparación de los acetogénicos y metanogénicos, teniendo como resultado un efecto llamado "Lavado de microorganismos" (López et al., 2017).

Montes (2008) menciona que los valores óptimos que se deben presentar son entre 50 y 500 mg/L, como ácido acético, siendo 2000 mg/L la cantidad extrema permisible, mientras que Weber et al. (2012) mencionan que 2000 mg/L es señal de una inhibición en el proceso.

Concentración de materia orgánica contenida

En el caso de sustratos con bajo contenido de sólidos como el agua residual, la concentración de la materia orgánica es determinada por la DQO, parámetro determinante para saber qué cantidad de ésta es capaz de oxidarse en el proceso anaeróbico (Barba, 2002; López et al., 2017). Sustratos con concentraciones por encima de 3000 mg DQO/L incrementa la inhibición de las bacterias por los subproductos ácidos y pueden dificultar el metabolismo de éstos, dando como consecuencia una ineficiente conversión a metano.

Por otro lado, en caso de que el sustrato se trate de lodos u otros sustratos con alto contenido de sólidos, la caracterización de la materia orgánica contenida es definida por la medición de ST y su relación con la fracción orgánica de SV. Teóricamente, estos últimos son componentes orgánicos que serán convertidos a biogás con una concentración de metano según su composición elemental (López et al., 2017).

En el caso estricto de los lodos, antes de que éstos sean digeridos anaeróticamente, el valor de la relación SV/ST se sitúa entre el 75-80%, cuando ya han sido digeridos se encuentran entre 60 y 65% SV/ST (Ver Tabla 3) eso debido a que sólo los compuestos orgánicos se transforman en el proceso anaerobio y salen del sistema en forma de gas mientras que la fracción inorgánica se mantiene (mineralización).

Tabla 3. Contenido de sólidos totales y volátiles en un lodo de agua residual antes de ser digerido (López et al, 2017).

Origen del sistema	Relación STV/ST	Kg SST/kg DQO aplicada
Lodo primario (clarificador primario)	0.75-0.80	0.35-0.45
Lodo de purga (lodos activados convencionales)	0.70-0.80	0.50-0.55
Lodo de purga (lodos activados en aireación extendida)	0.55-0.65	0.25-0.35

Nutrientes

Para un óptimo proceso los microorganismos requieren nutrientes simples en su metabolismo para un alto desarrollo. Los principales son Carbono (C), Nitrógeno (N), Fósforo (P) y pequeñas cantidades de azufre, vitaminas, ácidos grasos, aminoácidos y una serie de elementos minerales como Potasio (K), Sodio (Na), Cadmio (Ca), Magnesio (Mg) y Hierro (Fe) en muy bajas concentraciones (López, 1989; Malina y Pohland, 1992; Martí, 2002; López et al., 2017).

Malina y Pohland (1992) y López et al. (2017) menciona que la relación recomendada de DQO:N:P para el crecimiento de las biomasa anaerobia varía entre (350-1000):5:1, otros autores como López (1989) establece que una relación de 250:7:1 también es aceptable, pero es necesario tener en cuenta que este parámetro puede depender del tipo de residuo o sustrato.

Nitrógeno

Su presencia en los reactores depende de los compuestos protéicos o urea. Cuando los índices del nitrógeno se encuentran por debajo del normal en el medio, las bacterias no son capaces de producir enzimas necesarias para utilizar el carbono. Por otro lado, si hay un exceso en forma de ion amonio o amoniaco, puede existir una inhibición del crecimiento de las bacterias (López, 1989).

Esta inhibición por nitrógeno siempre estará en función del pH. El ion amonio, subproducto del proceso de hidrólisis, proporciona un efecto tampón (efecto en el cual un compuesto reacciona como base ante ácidos; y se comporta como ácido al reaccionar ante bases, esto con el fin de mantener un equilibrio) debido a la formación de bicarbonato de amonio dando como resultado una elevación del pH (López et al., 2017).

Fósforo

La presencia de elevadas concentraciones de fosforo en un medio ligeramente básico puede producir la precipitación no controlada de estruvita (fosfato de magnesio y amonio), fenómeno que principalmente ocurre en digestores de lodo y relacionado con altas concentraciones de

magnesio en el sustrato. El resultado es una precipitación de una sal no soluble que disminuye el volumen del reactor y dificulta la mezcla. La remoción de este precipitado es un trabajo complicado que requiere detener la operación del digestor (Martí, 2002; López et al., 2017).

Inhibidores

Existen determinadas sustancias orgánicas e inorgánicas que pueden resultar tóxicas incluso en concentraciones muy bajas. Para las sustancias inorgánicas el nivel tóxico mínimo varía según actúen solas o combinadas con otros compuestos ya que algunas mezclas tienen efectos sinérgicos mientras que otras presentan efectos antagónicos (López, 1989; Malina y Pohland, 1992 Oude et al., 1994; Campos y Flotats, 2004; Zhang et al., 2016; Samani et al. 2017).

Oxígeno

Como principal inhibidor, ya que el sistema funciona en un proceso anaerobio. A pesar de presentarse algunos microorganismos facultativos, las arqueas son estrictamente anaerobias. El oxígeno resulta inhibidor a concentraciones muy bajas, del orden de 1 $\mu\text{g/mL}$ (López, 1989; Martí, 2002).

pH

Cuando el pH del medio alcanza valores fuera del rango óptimo de operación, puede inhibir el proceso metabólico de las bacterias metanogénicas y provocar un descenso del pH en el digestor (López, 1989). Las posibles causas son:

- Caudal de alimentación demasiado alto
- Fluctuación amplia de la temperatura.
- Presencia de sustancias tóxicas
- Excesiva producción de ácidos volátiles.

Amoníaco

El ion amonio y el amoníaco libre son las dos formas principales en las que se presenta el nitrógeno amoniacal en sustancias acuosas. Entre los cuatro tipos de microorganismos anaeróbicos, los metanógenos son los menos tolerantes y los más propensos a detener el crecimiento debido a la inhibición del amoníaco (Martí, 2002; Chen, Cheng, Creamer, 2007; Samani et al., 2017).

Cuando las concentraciones de amoníaco se incrementan en el rango de 4000-5700 mg NH₃-N/L, las bacterias acidogénicas contenidas en el digestor difícilmente son afectadas mientras las bacterias metanogénicas pierden el 56.5% de su actividad (Malina y Pohland, 1992; Chen et al., 2007). La mayoría de estas son muy sensibles llegando a inhibirse a 4.2 g/L, por otro lado, muy pocas son tolerantes a rangos de 10 g/L de nitrógeno amoniacal (Chen et al., 2007). Sin embargo, López (1989), Malina y Pohland (1992) señalan que para concentraciones de nitrógeno amoniacal comprendidas entre 1.5 y 3.0 g/L, y con un pH superior a 7.4, el amoníaco puede ser inhibidor en el proceso anaerobio.

La diferencia significativa en la inhibición de la concentración de amoníaco se puede atribuir a las diferencias en los sustratos e inóculos, las condiciones ambientales (como temperatura y pH), frecuencia de alimentación (Martí, 2002; Samani et al. 2017; Weber, comunicación personal) y los periodos de aclimatación (Chen et al., 2007).

Sulfuro

El sulfato es un componente muy común en las aguas residuales industriales que recibe contribuciones de fábricas de levadura, celulosa, tela sintética y curtiembres, y como se había mencionado anteriormente, es reducido a sulfuro con ayuda de bacterias sulfatorreductoras, las cuales provocan inhibición en el proceso por dos factores importantes: 1) La competencia que existe entre las metanogénicas y sulfatorreductoras por un sustrato en común, como el acetato, hace que la producción del metano disminuya, 2) La formación de sulfuro después de la reducción del sulfato; este resulta ser tóxico para varios grupos de bacterias, como las acetogénicas, por la disminución del pH. (Oude et al. 1994; Martí, 2002; Chen et al., 2007, López et al., 2017).

Compuestos como el sulfuro de hidrógeno (H_2S) es tóxico, el cual se encuentra presente en forma gaseosa o disuelto en la fase líquida en forma de ácido sulfhídrico. La presencia de H_2S en el gas aumenta mientras se reduce el pH, esto debido al equilibrio de la disociación de los sulfuros en el agua. Por ejemplo, cuando el pH es igual a 6.0, cerca del 90% del azufre está presente en la forma de H_2S , y cuando el pH es igual a 8.0 se reduce a sólo 10% ya que predomina el ion bisulfuro (López et al., 2017).

El sulfuro se presenta como inhibidor bajo rangos de 100-800 mg/L de sulfuro disuelto o aproximadamente 50-400 mg/L de H_2S no asociado (Oude et al. 1994; Chen et al., 2007). Cabe resaltar que el H_2S no es muy soluble a temperaturas altas por lo que en condiciones termofílicas tiene menor efecto inhibitorio (López et al., 2017).

Ácidos orgánicos

Como se dijo anteriormente, su acumulación es señal de un desequilibrio entre la fase metanogénica y la acidogénica, lo que inhibe directamente la acidogénesis. Igual que el amonio y compuestos azufrados, éste se encuentra ligado al valor del pH (Malina y Pohland, 1992, Zhang et al. 2016). Cuando éste es de 8.0 sólo el 0.1% de los ácidos orgánicos se disocian (liberando H^+), pero cuando es de 6.0, el porcentaje aumenta a 90%. Algunas medidas que se deben tomar para evitar toxicidad en los consorcios bacterianos son: 1) aumentar el pH, 2) reducir la carga orgánica con la finalidad de que se logren asimilar los ácidos acumulados y evitar la formación de nuevos ácidos grasos volátiles. En caso de los reactores tipo UASB, se debe recircular el efluente (López et al., 2017).

En la Tabla 4, se observan las concentraciones recomendadas para cada inhibidor.

Tabla 4. Concentraciones recomendables en el digester en los principales inhibidores en el proceso anaerobio (Chen et al, 2007).

<i>Inhibidor</i>		Concentración del inhibidor	Observaciones
<i>Oxígeno</i>		>0.1 mg/L O ₂	Inhibición de bacterias anaerobias metanogénicas.
<i>Sulfuro de hidrogeno</i>		>50mg/L H ₂ S	El efecto inhibitorio aumenta con el descenso del valor de pH.
<i>AGV's</i>		>2000 mg/L (pH=7.0)	El efecto de los inhibidores aumenta con el descenso del valor de pH. Alta adaptabilidad de las bacterias.
<i>Nitrato de amonio</i>		>3 500 mg/L NH ₄ ⁺ (pH=7.0)	El efecto inhibitorio aumenta con el incremento del valor de pH (debido a la formación de amoníaco). Así como la temperatura alta. Gran adaptabilidad de bacterias.
<i>Antibióticos, desinfectantes</i>		No se aplica	Efecto inhibitorio es específico del producto.

Concentración de sales y metales.

Algunas sales y metales pesados sirven como micronutrientes (sodio, calcio, potasio, magnesio, hierro, cromo, manganeso, selenio, yodo, plomo, molibdeno, níquel, cobalto, arsénico), pero a concentraciones altas o en interacción con otras especies tienen un efecto tóxico (Malina y Pohland, 1992; López et al., 2017).

El aluminio en forma de Hidróxido de aluminio [Al(OH)₃], principalmente afecta el crecimiento bacteriano por su adhesión en las membranas y paredes celulares. Al estar a una concentración de 1000 mg/L por 59 días provoca un decaimiento en 50% de las actividades metanogénicas y 72% de las acetogénicas (Chen et al., 2007), según se observa en la Tabla 5.

Tabla 5. Concentraciones de metales y sales en el proceso anaerobio (López et al., 2017)

Sustancia	Concentración estimuladora [mg/L]	Concentración moderadamente inhibitoria [mg/L]	Concentración fuertemente inhibitoria [mg/L]
Na ⁺		3,500-5500	8,000
K ⁺	200-400	2,500-4,500	12,000
Ca ²⁺	100-200	2,500-4,000	8,000
Mg ²⁺	75-150	1,000-1,500	3,000
S ²⁺			200
Cu ²⁺			0.5(soluble)
			50-70(total)
Cr ⁶⁺			3.0(soluble)
		10	200-250 (total)
Cr ³⁺			2.0(soluble)
			180-240(total)
Ni ²⁺			30(total)
Zn ²⁺			1.0(soluble)
Arseniato y Arsenito		>0.7	
Cianuro		1-2(aclimatación posible hasta 50)	
Compuestos de Plomo		5	
Compuestos de Cadmio		-	
Compuestos de Hierro		>35	
Compuestos de Cobre		1	
Cloruro de Potasio		>10,000 (aclimatación posible hasta 40,000)	
Cloruros		6,000	

1.2.4 Tecnologías presentes en la digestión anaerobia

Existen diversas tecnologías para el tratamiento de la materia orgánica. Muchas de ellas se clasifican en función de cómo y qué tipo de sustrato o residuo se desea emplear para el proceso anaerobio (Mendoza, 2015):

- *Sólidos totales*

Proceso en vía húmeda: Usualmente la materia está disuelta en gran cantidad de agua, los rangos de concentración de ST se encuentran entre el 10 y 15%.

Proceso en vía seca: La materia a tratar tiene concentraciones más elevadas de ST que oscilan entre 20 y 40%.

- *Alimentación de digestor*

Proceso discontinuo: Los reactores o digestores son cargados con material a tratar e inoculados con digesto (inóculo) de otro reactor. Posteriormente son sellados para dar lugar a la digestión anaerobia, después es vaciado y alimentado con nueva materia que se desea digerir.

Proceso continuo: El reactor o digestor es continuamente alimentado con sustrato o materia a tratar, y al mismo tiempo el digestato es descargado.

- *Conforme a procesos implicados*

Sistema de una etapa: Todas las fases bioquímicas de la digestión ocurren en un mismo reactor.

Sistema de etapas múltiples: Consiste en varios reactores para cada etapa específica, en muchos casos la acidogénesis y acetogénesis son separadas de la metanogénesis para mejores rendimientos.

- *De acuerdo con el material alimentado*

Co-digestión: El material o sustrato que se desea digerir es mezclado con otro sustrato biodegradable, lo que mejora el proceso de digestión por modificar la relación C/N hacia un intervalo adecuado y por lo tanto conseguir un mayor rendimiento en la producción de biogás (IDAE, 2007; Mendoza, 2015).

Diseños de reactores en la digestión anaerobia por carga de alimentación

Dependiendo el tipo de la frecuencia de carga de alimentación y el estado de la materia o sustrato, se puede determinar qué tipo de digester es más efectivo para un mayor aprovechamiento energético. Los digestores se pueden clasificar como se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6. Configuración de reactores dependiendo la carga de alimentación (López, 1989)

Carga	Biomasa Bacteriana	Digestor
Discontinua	<i>Suspensión</i>	<i>Discontinuo</i>
Continua	<i>Suspensión</i>	<i>Flujo de pistón</i>
		<i>Mono-etapa o tanque agitado</i>
	<i>Suspensión recirculada</i>	<i>Contacto anaerobio</i>
	<i>Fija</i>	<i>Filtro anaerobio</i>
		<i>Lecho en película</i>
		<i>Lecho fluidizado</i>
		<i>Lecho de lodos (UASB)</i>
<i>Lecho expandido</i>		
	<i>Separada</i>	<i>Dos etapas</i>
		<i>Mixtos</i>

Tipos de reactores utilizados en la digestión anaerobia.

Reactor discontinuo o por cargas (Batch)

En este tipo de reactor se introduce la materia que se desea degradar produciendo gas hasta que es fermentada por completo. Puede combinarse con inóculos o digestato procedente de otro digestor si este presenta una pequeña cantidad de microorganismos (Campos y Flotats, 2004; López, 1989). Su diseño más común puede observarse en la Figura 5.

A pesar de presentar varias ventajas en su mantenimiento, costo y operación, la producción de gas no es constante y presenta una alta variabilidad de concentración de metano. En su arranque no es posible aprovechar el gas por el elevado contenido de CO₂ y aire sino hasta dentro de 14 días, dependiendo de la materia y condiciones ambientales como la temperatura (De la Torre, 2008).

Normalmente es aplicado para el tratamiento de residuos agrícolas o ganaderos con un elevado contenido de sólidos (López, 1989).

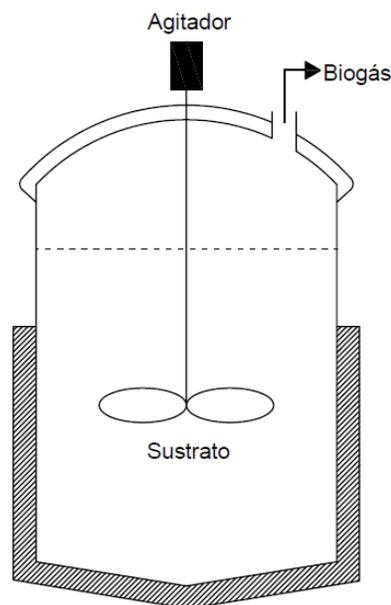


Figura 5. Configuración típica de un reactor del tipo Batch (López, 1989, Campos y Flotas 2004).

Reactor mono-etapa o agitado.

Puede estar bajo el régimen de alimentación continua o semicontinua. En este, cada etapa de la digestión anaerobia es llevada a cabo, mientras que un agitador está en constante función para una mayor homogeneización. Se admite que la concentración de biomasa en la corriente de salida es la misma que en el interior del reactor (López, 1989).

Este tipo de diseño es adecuado para el tratamiento de corrientes concentradas (2-8% de sólidos) con una cantidad significativa de sólidos no biodegradables. Por ende, una de sus principales aplicaciones está en el tratamiento de los lodos procedentes de otros sistemas de tratamiento y depuración de aguas (López, 1989). Ver Figura 6.

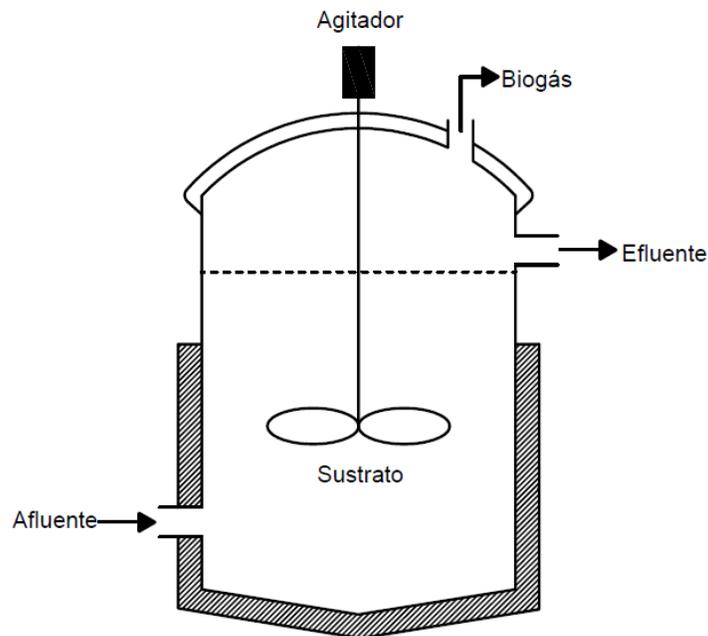


Figura 6. Configuración típica de un reactor del tipo mono-etapa (López, 1989; Campos y Flotats, 2004).

De contacto anaerobio o de recirculación.

Este tipo de reactor, básicamente, es un reactor de tipo mono-etapa acompañado de un decantador en el cual los lodos recirculan al digestor para aumentar la concentración de biomasa en el mismo. Una de las ventajas de esta configuración es la capacidad de poder aumentar la carga orgánica respecto al mono-etapa (López, 1989). Se puede observar en la Figura 7.

Con este tipo de reactores se pueden tratar corrientes con cargas medias o altas y con importantes cantidades de sólidos en suspensión. Se utilizan muy a menudo en el tratamiento de residuos agroalimentarios. Su eficiencia depende del sistema de decantación y recirculación de lodos (López, 1989).

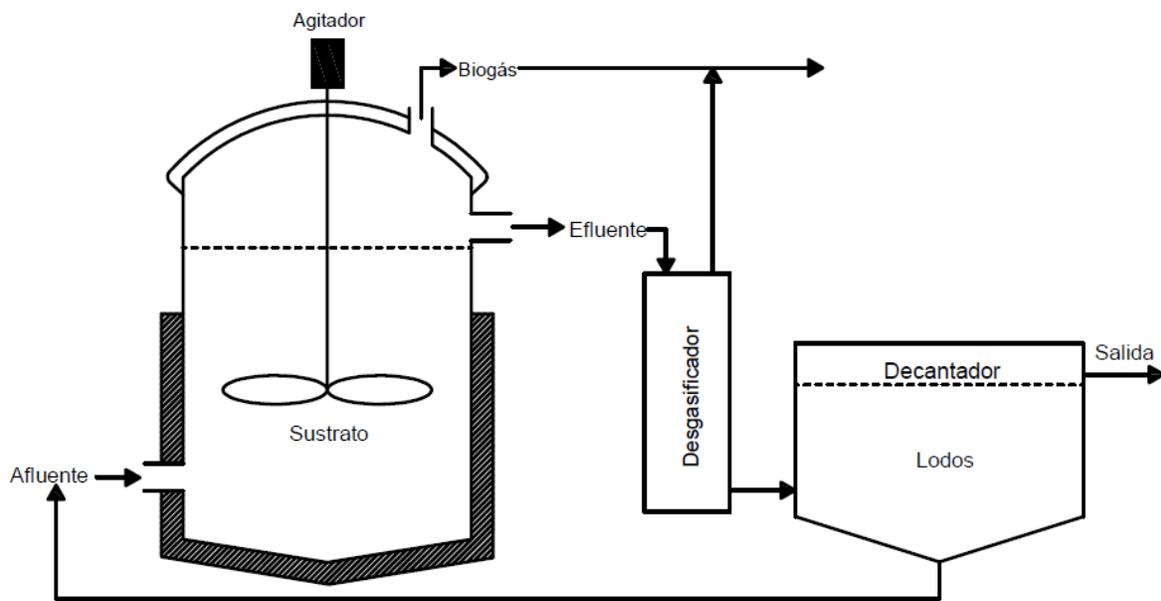


Figura 7. Configuración típica de un reactor de contacto anaerobio o de recirculación (Campos y Flotats, 2004; IDEA, 2007).

Reactor con filtro anaerobio

Reactor que en su diseño presenta un relleno que tiene como función la adherencia de los microorganismos. Una vez que las bacterias se desprenden por motivo de crecimiento excesivo o muerte pasan a ser parte del lodo.

Como relleno se pueden utilizar piedras, elementos cerámicos o plásticos. La superficie específica de los soportes oscila entre 100 – 200 m²/m³. El flujo del reactor es ascendente, como se puede apreciar en la Figura 8.

La aplicación de este reactor está indicada en el caso de pequeñas cantidades de sólidos en suspensión. Con este tipo de configuración es posible tener rendimientos de depuración elevados. Se puede trabajar con cargas de 10-12 Kg DQO/m³/día con elevados rendimientos de metano por volumen de digestor, debido a los tiempos de retención de sólidos que se logran (López, 1989).

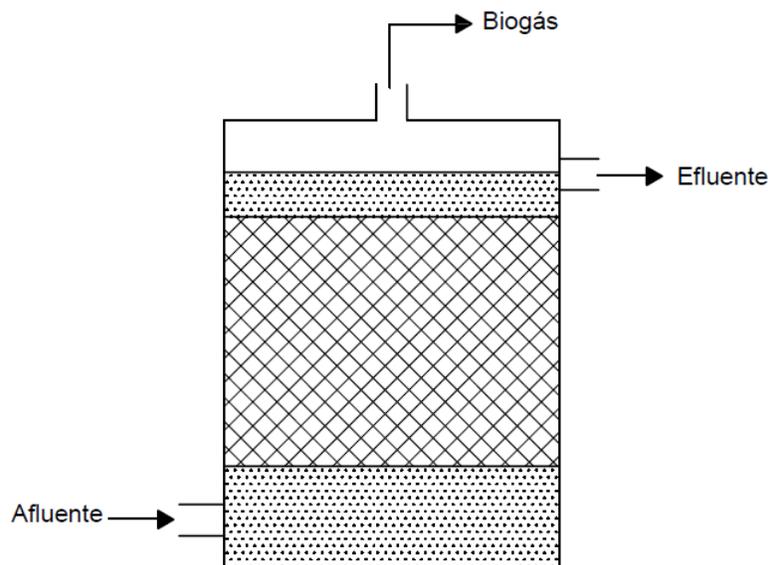


Figura 8. Configuración típica de un reactor con filtro anaerobio (Campos y Flotats, 2004; IDEA, 2007).

Reactor de lecho de lodos (UASB)

En este tipo de reactor los microorganismos actúan como medio filtrante y la corriente del afluente está en un sentido ascendente a través del lecho de los lodos (IDEA, 2007).

Por medio de un dispositivo especial se consigue la separación de los lodos, tanto del gas como de la corriente. Así se crea en la parte superior del reactor una zona de sedimentación que permite que las partículas de lodos que llegan a esta zona puedan flocular, sedimentar y volver a la zona de digestión (López, 1989).

Una de las características de los reactores que presentan esta configuración es la capacidad de desarrollar unos lodos con actividad específica y mejores condiciones de decantabilidad. Esto se debe a la formación de lodo granular (López, 1989).

Con este tipo de diseño, algunos sustratos que pueden tratarse son aguas residuales de industrias agroalimentarias, aunque recientemente también se ha aplicado el tratamiento de aguas residuales urbanas y residuos de destilerías (IDAE, 2007). Ver Figura 9.

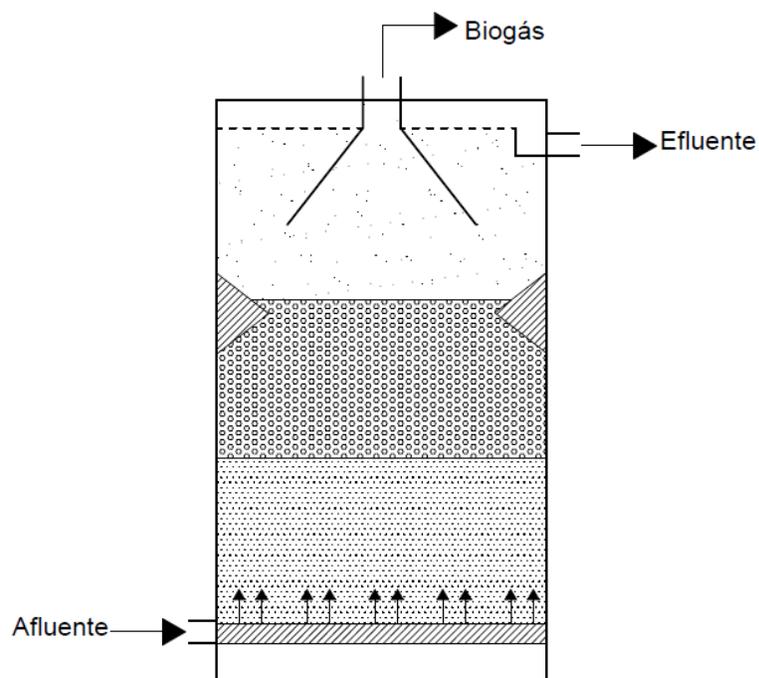


Figura 9. Configuración típica de un reactor UASB (Campos y Flotats, 2004; IDEA, 2007).

Reactor de dos fases

Configuración de dos reactores conectados en serie con el objetivo de que las etapas acidogénica y metanogénica se lleven a cabo en forma separada. En cada reactor hay presencia de bacterias pertenecientes a cada fase cumpliendo con su metabolismo propio.

Bajo estas condiciones se pretende tener una velocidad de reacción máxima. De esta forma se consigue una conversión total del sustrato inicial en ácidos grasos volátiles, mientras que en el segundo se utilizan estos compuestos para la producción de metano.

Este tipo de proceso permite una mayor eficiencia global en todo el tratamiento, ofreciendo una mayor estabilidad del sistema, ya que en el segundo fermentador es posible la degradación de compuestos que al acumularse hacen que se produzcan inhibiciones o alteraciones en la digestión anaerobia, caso que podía presentarse en los reactores del tipo mono-etapa (Campos y Flotats, 2004). Ver Figura 10.

Desde la perspectiva tecnológica esta estrategia permite reducir el tamaño global del equipo y mejorar la calidad de la corriente de salida y la estabilidad del sistema.

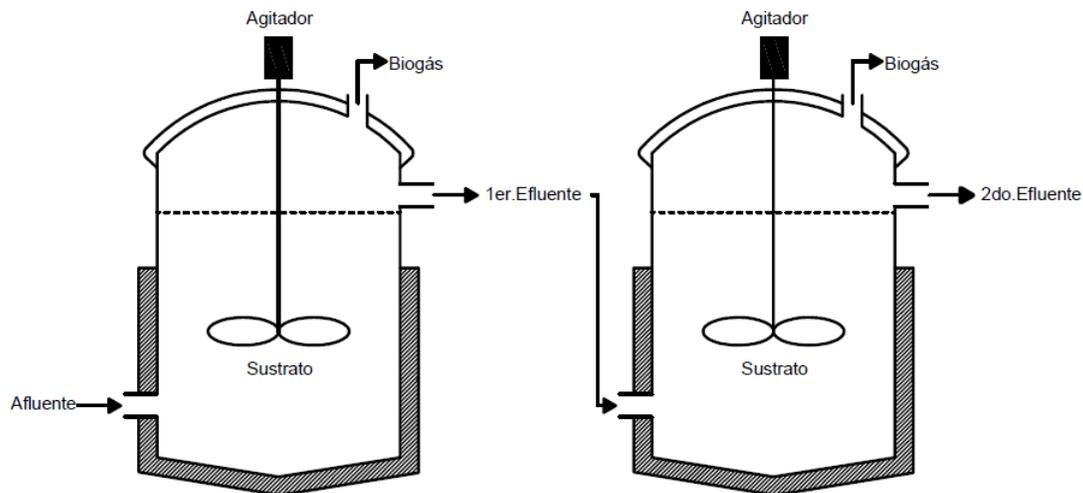


Figura 10. Configuración típica de un reactor de dos fases (López, 1989, Campos y Flotats, 2004).

1.3 Tratamiento de aguas y generación de lodos residuales

El tratamiento de aguas residuales ha sido una actividad de vital importancia para el aseguramiento de cuerpos hídricos y el saneamiento en las poblaciones, así como el control sobre los contaminantes que están presentes en las aguas procedentes de residencias, comercios e industrias, principalmente.

La aplicación de diversas tecnologías ha permitido que aguas residuales sean tratadas, controladas e incluso utilizadas como un recurso energético. Tratamientos biológicos, físicos y químicos, permiten una separación de la materia, degradable y no degradable, que puede ser utilizada para la generación de nuevos combustibles o recursos menos dañinos al ambiente y a la población.

Esta materia generada es llamada lodo residual. El tratamiento y disposición de éstos es de gran importancia de la misma forma que las aguas residuales, ya que su aumento al ser proporcional al crecimiento de desarrollo urbano y económico trae consigo grandes conflictos ambientales y sociales.

La composición y la cantidad de los lodos depende de las características de las aguas residuales y del proceso de tratamiento que se les dé. Estos lodos pueden ser clasificados conforme al tratamiento al que se ha sometido el agua residual.

1.3.1 Procesos de tratamiento de aguas residuales

El proceso para el tratamiento de aguas residuales puede separarse en diferentes etapas: preliminar, primario, secundario o biológico, terciario y de higienización generalmente.

En el tratamiento preliminar y primario se eliminan los sólidos de gran tamaño que se encuentran suspendidos y materia flotante. En el tratamiento secundario se encuentran los procesos biológicos convencionales como el aerobio o el anaerobio, en el cual la materia orgánica biodegradable soluble es eliminada igual que los sólidos restantes de la etapa anterior. El objetivo del tratamiento terciario es la eliminación de contaminantes que no pudieron ser removidos durante las etapas

anteriores, bajo este estado el agua puede tener un uso de riego o bien regresar a los cuerpos hídricos para su posterior regeneración.

En la Tabla 7 se describen las características propias de cada tratamiento y el efecto que tienen en los lodos residuales.

Tabla 7. Características principales de los niveles de tratamiento. Adaptado por Torres (2011).

Nivel de tratamiento	Mecanismos predominantes	Contaminantes removidos	Eficiencias de reducción
Preliminar	Físico	-Sólidos gruesos (basuras, arenas) -Grasas -Acondicionamiento químico (pH)	SS: <10% DBO: <10% Coliformes: ≈ 0% Nutrientes: ≈ 0%
Primario	Físico	-Sólidos suspendidos sedimentables -Materia orgánica suspendida -Fósforo	SS: 40-50% DBO: 25-35% Coliformes: 30-40% Nutrientes:<20%
Primario avanzado	Físico y químico	-Sólidos suspendidos sedimentables y no sedimentable -Materia orgánica suspendida (parcialmente) -Fósforo	SS: 70-85% DBO: 45-55% Coliformes: 60-90% Nutrientes:20% N;50-95% P
Secundario	Biológico o químico	-Sólidos no sedimentables -Materia orgánica suspendida fina/soluble (parcialmente) -Nutrientes (parcialmente) -Patógenos (parcialmente)	SS: 60-99% DBO: 60-99% Coliformes: 60-99% Nutrientes:10-50%
Terciario	Biológico o químico	-contaminantes específicos -Materia orgánica fina y soluble (pulimento) -Nutrientes -Patógenos (principalmente)	SS: >99% DBO:>99% Coliformes: >99.9% Nutrientes:>90%

1.3.2 Clasificación de lodos residuales

En cada etapa del proceso, mencionado anteriormente, diferentes tipos de lodos son generados conforme al tratamiento del agua. De la misma manera que los procesos, estos pueden clasificarse en:

Lodo primario

La generación de este lodo se da principalmente por la materia que es capaz de espesar por gravedad, por lo cual muchas plantas utilizan la sedimentación como un proceso principal. Previamente, el cribado y el desarenado actúan para retener partículas de mayor tamaño que puedan dañar el equipo de las plantas (López, 1989; CONAGUA, 2007, Torres, 2012).

Algunas de las características principales de estos lodos es que sus sólidos suelen ser el 50% de los generados en todo el sistema, principalmente en plantas donde el proceso secundario es mediante lodos activados (CONAGUA, 2007).

Además, el porcentaje de SV en el lodo primario es parecido al porcentaje de SSV en el agua residual del influente, en el caso de que el proceso de sedimentación no contenga corrientes colaterales o alternas (CONAGUA, 2007).

Un contenido de sólidos volátiles inferior al 70% normalmente indica la presencia de aportación de agua pluvial, corrientes colaterales del proceso de lodos, una gran cantidad de arena, lodo de una planta de filtración que fue descargado al drenaje sanitario o desechos industriales que han tenido un largo tiempo de retención en el alcantarillado (CONAGUA, 2007).

El lodo primario típicamente contiene más de 100 diferentes especies de bacterias anaerobias estrictas y facultativas. Bacterias reductoras y oxidantes de sulfato, huevos de gusano y moscas, y microorganismos patógenos típicamente están presentes. (CONAGUA, 2007).

Lodo secundario o biológico

Procesos de tratamientos secundarios en las plantas tratadoras de agua son los responsables de la generación de este tipo de lodos. Principalmente son constituidos por materia soluble que pertenece al agua residual, así como materia particulada que no pudo sedimentarse en los procesos primarios convirtiéndose en biomasa generada por microorganismos (CONAGUA, 2007).

La cantidad de estos lodos depende de factores como: eficiencia de los tratamientos primarios, relación de SST y DBO, cantidad de sustrato soluble, remoción de nutrientes y el diseño de la planta tratadora (Limón, 2013).

Sus características dependen del proceso biológico, ya sea aerobio o anaerobio, que es empleado para el tratamiento del agua residual después de la sedimentación. Algunos procesos comúnmente usados son: lodos activados, aeración prolongada, lagunas aireadas o de estabilización, filtros percoladores y tratamientos anaerobios (López, 1989). En México procesos como lodos activados y lagunas de estabilización son los más comunes en las plantas tratadoras (CONAGUA, 2015).

Lodo químico

En todas las PTARs hay una acumulación de lodos químicos. Se utilizan químicos para la coagulación y la floculación que provocan la formación de precipitados. En caso de un tratamiento primario avanzado, se mezclan con los sólidos primarios o biológicos. Esto puede hacer que la cantidad de lodos pueda incrementar enormemente. Esta cantidad depende de los químicos utilizados y las tasas de adición (CONAGUA, 2007).

Algunos de los precipitados más comunes son:

- Precipitados de fosfato
- Precipitados de carbonato
- Precipitados de hidróxido
- Sólidos inertes de los químicos
- Sólidos de polímeros
- Sólidos suspendidos del agua residual.

Para el manejo de estos lodos se pueden aplicar los mismos tratamientos que se utilizan para los lodos convencionales como: espesamiento, estabilización por medio de digestión, incineración, etcétera (CONAGUA, 2007). Ver Figura 11.

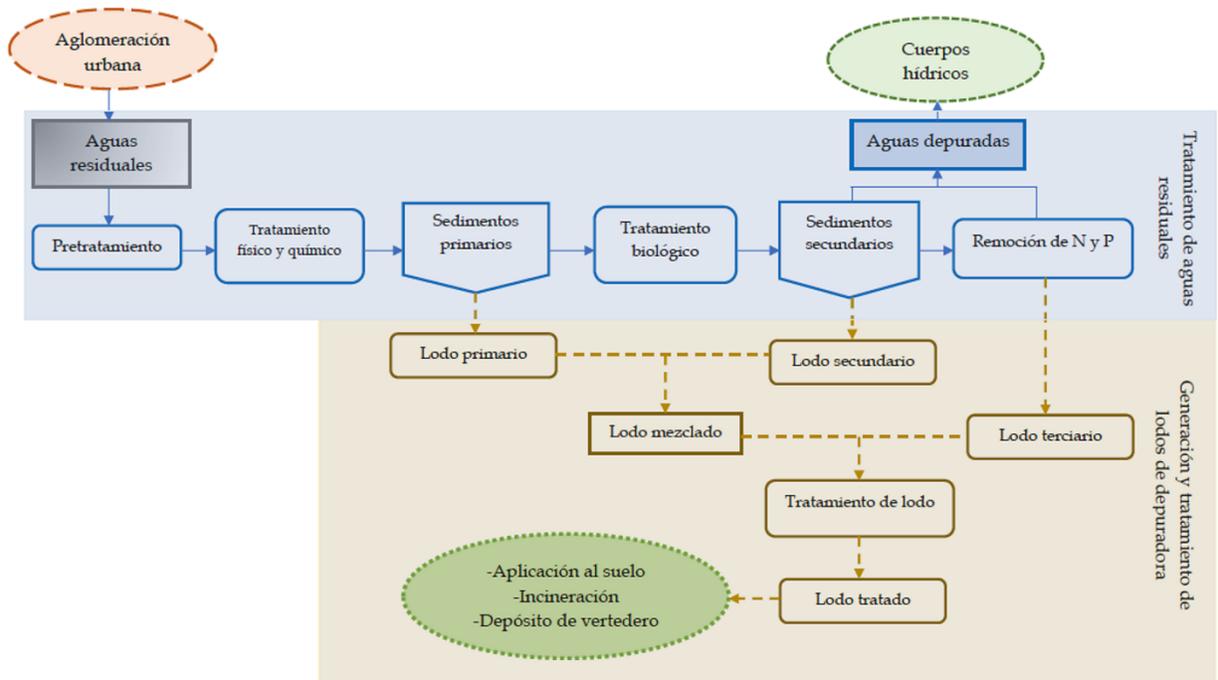


Figura 11. Diagrama de etapas en el proceso de tratamiento de aguas residuales. Adaptación de MAGRAMA, 2015.

1.3.3 Composición y características de los lodos residuales

Las características de los lodos residuales siempre serán dependientes de la planta de tratamiento, así como el tipo de procesos que recibe el agua a tratar. Generalmente su composición está basada en componentes orgánicos, macronutrientes, un amplio rango de micronutrientes, metales traza no esenciales, así como microcontaminantes orgánicos y microorganismos (Singh y Agrawal, 2008).

Se pueden clasificar estas características en tres aspectos esenciales como:

Biológicas

Al ser un producto residual, los lodos contienen organismos patógenos, esencialmente, lo que conlleva a problemas sanitarios si no son manejados adecuadamente. Debido a que su origen es por procesos de sedimentación para la depuración de aguas residuales estos lodos presentan una mayor proporción de organismos que éstas (Cabeza de Vaca, 2008).

Usualmente un indicador muy utilizado para la cuantificación de este parámetro son el grupo de microorganismos llamados coliformes. La razón de esto es porque dichos organismos se

encuentran en el tracto digestivo de los animales y del hombre, por lo tanto, son patógenos, son fáciles de aislar y normalmente tiene una vida más prolongada que los que provocan enfermedades. Estos pueden dividirse en totales y fecales, con la gran diferencia de que los segundos pueden desarrollarse en ambiente con alta temperaturas en condiciones de laboratorio (Cabeza de Vaca, 2008).

Físicas

Contenido de sólidos: Los lodos se pueden encontrar tanto en forma orgánica como inorgánica. En el caso de los lodos con tratamientos aerobios, como lodos activados, se encuentran como 1% de materia seca, en los filtros percoladores hay de 0.5 a 2%. La proporción de la materia orgánica contenida está en un rango de entre 70 y 80%.

Tamaño de partícula: Este parámetro suele ser variable y es un factor que influye en la facilidad para desaguar el lodo. Partículas con diámetro de entre 1 a 10 micras hacen que el secado sea más difícil.

Reología: El lodo puede presentar características de un lodo líquido, plástico o sólido, capaz de ser compactado, y lodo con un volumen constante, dependiendo su comportamiento como fluido.

Químicas

Orgánicas: En los lodos se halla materia orgánica en su mayor parte. Ésta a su vez está constituida por material que puede ser degradado por la acción microbiana, y por material orgánico que es tóxico, difícilmente biodegradable, poco soluble en agua, lipofílico y acumulable en tejidos lo que lo hace altamente cancerígeno. Pesticidas organohalogenados como el DDT (Dicloro difenil tricloroetano) y los hidrocarburos aromáticos polinucleares son ejemplos de compuestos sumamente tóxicos (Cabeza de Vaca, 2008).

Inorgánicas: básicamente es materia que no contiene carbono orgánico en su composición tal como metales pesados y nutrientes. Los primeros como zinc, cobre, níquel, cadmio, plomo, mercurio y

como son elementos por lo cual el lodo no puede utilizarse en la agricultura (Fytili y Zabaniotou, 2008)

En tanto a su composición, la Tabla 8 muestra los valores típicos de parámetros esenciales que conforman su composición y los cuales deben ser conocidos para saber qué tratamiento es óptimo para el lodo. Así como también el contenido de metales pesados en la Tabla 9.

Tabla 8. Rango de valores esenciales en la composición de lodos residuales (Amador et al. 2015).

Indicadores	Máximo	Mínimo
DQO total (mg/L)	90000	6000
DBO total (mg/L)	30000	2000
Nitrógeno total (mg/L)	1500	200
Fósforo total (mg/L)	300	40
SST (mg/L)	100000	7000
SSV (mg/L)	60000	4000
pH	8.5	7.0
Coliformes fecales (nmp/100mL)	10 ⁸	10 ⁶

Tabla 9. Concentraciones típicas de metales pesados en los lodos residuales (Amador et al. 2015).

Metal	Concentración (mg/kg de lodo seco)
Arsénico	20-40
Cadmio	20-40
Cromo	1000-1500
Cobre	1000-1750
Plomo	750-1200
Mercurio	16-25
Molibdeno	10-25
Níquel	300-400
Selenio	50-100
Zinc	2500-4000

1.3.4 Métodos de tratamiento de lodos residuales

A pesar de poseer gran cantidad de materia orgánica, así como metales pesados, material inorgánico y contaminantes emergentes, los lodos residuales pueden llegar a ser parte de un gran recurso para fines tanto agrícolas como energéticos, siempre y cuando éste cumpla con los requerimientos necesarios para su manejo y aprovechamiento (Rojas y Mendoza, 2012).

Algunas normas como NOM-004-SEMARNAT-2002 mencionan la cantidad permisible de elementos que los lodos deben presentar para su posterior uso o su eliminación, con la finalidad de minimizar el impacto ambiental que éste pueda ocasionar (Amador, Veliz y Bataller, 2015). Tan sólo en México, la mayoría de los lodos sin tratamiento previo son dispuestos en rellenos sanitarios, tiraderos a cielo abierto y en campos agrícolas con una aplicación directa, trayendo consigo grandes problemas sanitarios y naturales en donde factores bióticos y abióticos son afectados considerablemente (Terreros, 2009).

Debido a esto, el tratamiento de lodos es un procedimiento primordial y necesario antes de su disposición o eliminación. Algunos de los métodos a los que se recurre comúnmente son del tipo físico (espesamiento, deshidratación), químico (acondicionamiento) y biológico (estabilización) que se explicarán a continuación (Terreros, 2009, Rojas y Mendoza, 2012).

Espesamiento

Etapas de tratamiento en la cual se interesa incrementar la concentración de sólidos de los lodos mediante la eliminación de parte de agua que éste contenga sin un gran consumo de energía.

Algunos métodos pueden ser:

- Espesamiento por gravedad o sedimentación.
- Espesamiento por flotación.
- Centrifugación.

Estabilización

Procesos en donde el objetivo principal es la reducción de la materia orgánica contenida en el lodo, disminuyendo así la capacidad de fermentación o putrefacción. Algunos de los métodos principales son (López, 1989; Secretariado Alianza por el agua, 2008):

- Estabilización por digestión anaerobia.
- Estabilización por digestión aerobia.
- Estabilización química.
- Estabilización termo-química.

Acondicionamiento

Generalmente para proceder al secado de los lodos procedentes de los digestores, es necesario acondicionar aquellos para hacer más eficaces los procesos de deshidratación, puesto que un acondicionamiento adecuado es la base principal para el buen funcionamiento de una instalación de este tipo (López, 1989).

El cloruro férrico y la cal son los químicos inorgánicos de uso más común, pero también se usa el sulfato ferroso con cal. El cloruro férrico y la cal son utilizados principalmente para acondicionar lodos activados, ya sea solo o combinado con lodos primarios (CONAGUA, 2007).

Los polielectrolitos orgánicos o “polímeros” se utilizan para procesos tanto de espesamiento como de desagüe. La principal ventaja de los polímeros sobre los químicos inorgánicos es que los polímeros no aumentan significativamente la producción de lodo (CONAGUA, 2007).

Deshidratación

En esta fase los lodos pierden la mayor cantidad de agua contenida transformándolos en sólidos fácilmente manejables y transportables. Los lodos deshidratados presentan un 20-25% de materia seca. Los métodos de deshidratación más habituales son (Secretariado alianza por el agua, 2008):

- Centrifugación.
- Filtros banda.

- Secado térmico.
- Lechos o eras de secado.

1.3.5 Estabilización de los lodos residuales mediante digestión anaerobia.

Como se mencionó anteriormente, la estabilización consiste en la destrucción de células, con la consiguiente disminución de hasta un 30% de volumen de líquido o peso de sólidos que se encuentran en la misma materia. El propósito específico de la estabilización es el convertir el lodo tratado en menos oloroso y putrescible, así como la reducción de los organismos patógenos (CONAGUA, 2007).

En forma específica, mantener un material en digestión en un régimen de temperatura controlado, ya sea mesofílico o termofílico, durante un periodo de tiempo determinado, produce una higienización del producto debido a la disminución de microorganismos patógenos termosensibles y parásitos animales, así como la inactivación completa de larvas de insectos (Johansen et al., 2013).

En el caso de los microorganismos patógenos, las condiciones (tiempo y temperatura) sólo pueden alcanzarse mediante digestión anaerobia termofílica con periodos de hasta 20 días de retención hidráulica, un compostaje controlado adicional o pre- o post-tratamiento térmico (70°C, 1h). Por ende, la digestión mesofílica no es suficiente para conseguir una higienización para este tipo de organismos (Chiva, Berlanga, Martínez, Climent, 2018).

Actualmente los métodos que se aplican más para la estabilización son la digestión anaerobia, la digestión aerobia, estabilización con cal y composteo (CONAGUA, 2007). Castrejón et al. (s.f) menciona que en México el método de estabilización más utilizado es la digestión anaerobia con un 51% de lodos tratados, mientras que 22% del lodo es estabilizado bajo el proceso de digestión aerobia.

A pesar de su gran costo de inversión, la digestión anaerobia, a diferencia de otras tecnologías, tiene una alta efectividad para la reducción y estabilización de los lodos ya que en el mismo proceso es posible recuperar parte de la materia removida en forma de biogás, con el cual se puede tener una gran ganancia energética (Appels, Baeyens, Degreève y Dewil, 2008). El principal

beneficio es que el biogás formado tiene un alto poder calorífico y puede usarse para producir calor y electricidad (Cao y Pawlowski, 2012).

Algunas de las ventajas y desventajas de la digestión anaerobia como método para estabilización pueden englobarse de la siguiente forma: (CONAGUA, 2007):

Ventajas

Producción de metano, o biogás. Fuente de energía renovable capaz de aprovecharse en los equipos donde se realiza la digestión.

Reducción de la masa total del lodo. Existiendo una conversión de la materia orgánica a metano, dióxido de carbono y agua (cerca de 25 a 45% de los sólidos del lodo crudo son destruidos), dando como beneficio una mejor disposición.

Aprovechamiento de lodos. Capaces de ser aprovechado como acondicionador de suelos. Los olores son reducidos.

Inactivación de patógenos. Los microorganismos productores de enfermedades son eliminados durante el tiempo de retención relativamente largo utilizando la digestión anaerobia.

Desventajas

Alto costo de inversión inicial. Se requieren tanques de digestión muy grandes y herméticos, que deben contar con un sistema de calentamiento, agitación y alimentación.

Es susceptible a trastornos. Las comunidades bacterianas encargadas de la digestión son sensibles a cambios en su ambiente.

Produce corrientes colaterales de baja calidad. El efluente puede ocasionar acumulación de partículas finas en la planta de tratamiento por la alta demanda de oxígeno y la elevada concentración de nitrógeno y sólidos suspendidos.

Mantiene una tasa baja de crecimiento de las bacterias productoras de metano. Se requieren grandes reactores para contener el lodo durante 15 a 30 días, para estabilizar los sólidos orgánicos en forma efectiva.

1.4 Pretratamientos en los lodos residuales

Algunos autores como Appels et al. (2008), Terreros et al. (2009), Zhen et al. (2017), describen que una de las principales desventajas que existe al aplicar la digestión anaerobia como estabilizante, es la baja degradabilidad, haciendo que la hidrólisis sea un factor limitante, ya que sólo un porcentaje de la materia disponible en los lodos es capaz de convertirse en biogás, o en su defecto generar un gas con una pobre concentración de metano, dando como resultado que se aplique una alta retención hidráulica en la digestión de hasta 30 días.

Además, Appels et al. (2008) menciona que, al contener cierta cantidad de metales pesados y material de procedencia industrial, la producción de biogás es afectado considerablemente por la inhibición de las comunidades bacterianas, así como por altas tasas de contenido no biodegradable.

Por lo tanto, someter los lodos residuales a pretratamientos es de gran importancia para tener una mayor disponibilidad, en especial en los biopolímeros (como proteínas y polisacáridos), y así mejorar la aceleración de la hidrólisis, y por consiguiente obtener una mejor producción de biogás (Vigueras et al., 2013; Zhen et al., 2017).

Algunos de los pretratamientos desarrollados hasta el momento son procesos que pueden ser del tipo mecánico, térmico, químico o combinados.

Pretratamiento térmico: Es uno de los métodos más utilizados, ya que ofrece una buena degradabilidad al lodo residual, haciendo que moléculas orgánicas complejas, como las proteínas, sean más accesibles gracias al calor proporcionado, el cual rompe los enlaces químicos de la pared celular. Esto ofrece una cantidad de materia más oxidable capaz de convertirse en metano, en la producción de biogás (Hanjie, 2010).

Estudios reportan que las condiciones óptimas de los tratamientos en donde hay una mayor solubilización son de 160 y 180°C con tiempos de tratamiento entre 30 y 60 minutos, logrando un

rango de 16-42% de solubilización. Además, bajo estas condiciones, se logró incrementar entre un 50 y 70% la producción de metano en condiciones mesofílicas, a comparación de lodo sin pretratamiento (Vigueras et al., 2013).

Pretratamiento químico: Es un método eficiente y rentable para hidrolizar la pared celular y la membrana, con el objetivo de aumentar la solubilidad de la materia orgánica contenida dentro de las células. De acuerdo con diferentes principios, los métodos químicos se pueden dividir en hidrólisis ácida, alcalina (térmica) y oxidación (Hanjie, 2010).

Unos de los tratamientos más aplicados y estudiados, son la oxidación, por medio del ozono (Ozonización) o por medio de peróxido, y la hidrólisis alcalina, por medio de hidróxidos como NaOH, KOH, Ca(OH)₂, Mg(OH)₂. En la Ozonización se ha llegado a presentar aumentos del 60% de solubilidad y una producción de biogás de hasta 80% (Hanjie, 2010). Mientras que la hidrólisis está en un intervalo de 15 y 40% de solubilidad, y cerca de un 12% de producción de metano (Vigueras et al., 2013).

Pretratamiento mecánico: El pretratamiento mecánico juega un papel importante porque favorece la solubilización de partículas en la fase líquida. En general, las técnicas más utilizadas son el ultrasonido, la molienda y la homogeneización a alta presión. Mediante estos métodos, el objetivo es aumentar la degradabilidad de la materia orgánica al alterar los flóculos y/o lisar las células bacterianas (Hanjie, 2010).

El método de ultrasonido tiene la capacidad de desintegrar la materia hasta en un 100%, lo que hace que mejore la solubilidad totalmente, y aumente el porcentaje de metano, con la ventaja de no incluir compuestos ajenos al lodo (Hanjie, 2010). En la solubilidad, presentada en diferentes estudios, se puede encontrar hasta un 60%, con incrementos de hasta un 67% en la producción de metano en la digestión anaerobia (Vigueras et al., 2013). Además, este método pertenece a la categoría de procesos de oxidación avanzada, que se hablarán a continuación.

Mientras que en la molienda y la homogeneización a alta presión se presenta una producción de metano de hasta el 62% y el 60%, respectivamente (Hanjie, 2010).

Sin embargo, algunas de las desventajas de estos pretratamientos son las siguientes (Hanjie, 2010):

- En el tratamiento térmico los métodos usualmente requieren altas temperaturas para lograr resultados aceptables.
- En los métodos oxidativos hay problemas con el costo y el pH que se presenta muy bajo.
- Los tratamientos mecánicos a menudo requieren equipos de alto presupuesto y consumo de energía.
- Algunos de los pretratamientos no son suficientes para eliminar determinados organismos patógenos, los cuales tienen retorno después del proceso.

Cabe decir que, a pesar de la literatura ya existente, cada estudio o trabajo de investigación representará variación en sus resultados por la caracterización particular del lodo residual, y será necesario que el investigador implemente el pretratamiento que le sea más adecuado a las características del lodo estudiado.

1.4.1 Procesos de oxidación avanzada como pretratamiento.

Bajo la necesidad de implementar nuevas tecnologías para el tratamiento de aguas industriales, se recurrió a nuevos tratamientos químicos capaces de poder degradar compuestos que en métodos tradicionales no era posible (Dewil, et al., 2017). Estos métodos son llamados procesos de oxidación avanzada, definidos por Glaze, Kang y Chapin (1987) como tratamientos que implican la generación de radicales de hidroxilo (HO^{\bullet}) en suficientes cantidades como para degradar la materia inorgánica y orgánica del medio.

La iniciativa de minimizar compuestos como fenoles, éteres e hidrocarburos tales como el benceno, tolueno, xileno y poliaromáticos, se da por su falta de degradabilidad en el tratamiento de aguas, a pesar de que un 67% es removido en el tratamiento primario, su gran afinidad hace que este se adsorba al material particulado. Además, tienen características cancerígenas, mutagénicas y teratogénicas debido a su alta toxicidad y peligrosidad (Rubio, Chica, Pañuel, 2014).

Este tipo de procesos son especialmente útiles como pretratamiento en aguas residuales antes de un tratamiento biológico para contaminantes resistentes a la biodegradación, o como proceso de postratamiento para efectuar un último tratamiento a las aguas antes de la descarga a los cuerpos receptores (Domènech, Jardin y Litter, 2004).

Los procesos de oxidación avanzada pueden clasificarse en dos tipos: No fotoquímicos y fotoquímicos. Los cuales son englobados en la Tabla 10.

Tabla 10. Tipos de procesos de oxidación avanzada. Adaptado por Rubio et al. (2014).

No fotoquímicos	Fotoquímicos
<p>Ozonización en medio alcalino.</p> <p>Ozonización con peróxido de hidrogeno.</p> <p>Procesos Fenton y relacionados.</p> <p>Oxidación electroquímica.</p> <p>Radiólisis y tratamiento con haces de electrones.</p> <p>Plasma no térmico.</p> <p>Descarga electrohidráulica - Ultrasonido</p> <p>Oxidación en agua sub/super critica.</p>	<p>Fotólisis del agua en el ultravioleta de vacío (UVV).</p> <p>UV/ peróxido de hidrogeno.</p> <p>Foto-Fenton y relacionados.</p> <p>Fotocatálisis heterogénea.</p>

Algunas de las ventajas principales que ofrecen este tipo de métodos son (Domènech et al., 2004):

- Transforman al contaminante desde el nivel químico y no sólo de fase.
- Generalmente se consigue la mineralización completa del contaminante.
- Usualmente no generan residuos en forma de lodos o barro.
- Son muy útiles para contaminantes refractarios que resisten otros métodos de tratamiento, principalmente el biológico.
- En muchos casos, consumen menos energía que otros métodos, tal es el caso de la incineración.
- Permiten transformar contaminantes refractarios en productos tratables por métodos más económicos como el tratamiento biológico.
- Eliminan efectos sobre la salud de desinfectantes y oxidantes residuales, por ejemplo, el cloro.

Sin embargo, este tipo de procesos suelen tener la principal desventaja de ser costosos lo que representa una limitante muy grande para poder aplicarlo a nivel industrial. Esto es porque requieren de un consumo energético considerable y un costo por los reactivos a utilizar, sobre todo los agentes oxidantes y catalizadores (Rubio et al., 2014).

Es importante mencionar que existen aún muy pocos estudios respecto al tratamiento de lodos residuales con este tipo de métodos o procesos para una posterior etapa de estabilización biológica. Mecánicamente, el ultrasonido es el método que ha tenido más estudios, seguido de los procesos químicos como la oxidación por ozono, oxígeno y peróxido de hidrogeno, como se ha mencionado anteriormente. Dando oportunidad al estudio y aplicación de los demás métodos.

1.4.2 Oxidación por aire húmedo como pretratamiento.

La oxidación por aire húmedo (WAO, por sus siglas en inglés), considerado por algunos autores como un tratamiento de oxidación avanzada (Tembhekar, Paboley, Mudliar y Mudliar, 2015), es una técnica termoquímica aplicada a residuos orgánicos procedentes de procesos industriales, y biológicos, por ejemplo, lodos de depuradoras. Se define como la oxidación de sustancias de tipo orgánico e inorgánico en una fase o solución acuosa en la cual se suministra oxígeno o aire a temperaturas y presiones muy altas.

Desarrollo de la WAO

La oxidación por aire húmedo que fue un tratamiento inventado e implementado por F.J. Zimmermann, en 1930, para la producción de vainilla artificial con pulpa de papel procedente de una fábrica local, con la oxidación parcial de ácidos lignosulfónicos (llamado como “Zimmerman Process”). Así la aplicación de la Oxidación por aire húmedo se expandió, incluyendo en el tratamiento de aguas residuales (SIEMENS, 2011).

Zimmermann agregó que este método era muy parecido a la incineración de residuos orgánicos, ya que se produce principalmente CO₂, nitrógeno (en forma de amoníaco o molecular) y cenizas, así como AGV's (principalmente ácido acético) (Debellefontaine y Foussard, 2000).

Desde el inicio, el proceso de la Oxidación por aire húmedo fue aplicado en el tratamiento de lodos residuales. Posteriormente, a principios de los 70's, éste fue utilizado para la regeneración de carbón activado del tratamiento de aguas residuales. Durante los 80's, comenzó a ser utilizado como una industria para el tratamiento de residuos. Bajo la marca de Zimpro, el proceso fue avanzando y en 1982 se instaló en una planta de producción de etileno para la regeneración de sosa cáustica. Un año después, en California, se instaló y operó para el tratamiento de desintoxicación de residuos peligrosos. En 1992, Zimpro, instaló un sistema de Oxidación por aire húmedo en Reino Unido para el tratamiento de aguas residuales de la industria farmacéutica (Tungler, Szabados y Hosseini, 2015).

Hasta la fecha, hay cerca de 200 plantas en operación a gran escala para el tratamiento de varios efluentes de diferentes procesos, por ejemplo, lodos municipales, carbón activado, lodos activados industriales, pulpa de licor, productos químicos hostiles, explosivos, sosa cáustica en refinerías petroleras, residuos nucleares, etc. (Tungler et al., 2015).

Características de la WAO en lodos residuales

Los rangos típicos de la WAO van desde temperaturas de 180°C con presiones de 2MPa a 315°C con 20 MPa con un tiempo de 15 a 120 min (Heimbuch y Wilhelmi 1984; Padoley, Tembhekar, Saratchandra, Pandit, Pandey y Mudliar, 2012; Baroutian, Smit, Andrews, Young y Gapes, 2014; Tungler et. al, 2015). Rangos más bajos de temperatura pertenecen a condiciones de tecnologías térmicas no oxidantes como la hidrólisis térmica, que carece de un elemento oxidante, como podría ser el aire, el oxígeno o el peróxido de hidrogeno (Hill, Baroutain, Parthasarathy, Gapes y Eshtiaghi, 2013). Condiciones más elevadas son propias de una oxidación supercrítica (SCWO, por sus siglas en inglés).

La WAO tiene como principal característica convertir la materia orgánica compleja, y materia inorgánica oxidable, en compuestos solubles y simples, lo cual facilita su oxidación total convirtiéndose principalmente en CO₂ y agua (en forma de vapor) haciendo posible la reducción del volumen (Mishra, Mahajani y Joshi, 1995). Algunos de estos compuestos oxidables son mencionados por Hermbuch y Wilhemi, (1984):

- Carbohidratos, proteínas, lípidos.
- Compuestos orgánicos e inorgánicos a base de cianuro.
- Compuestos alifáticos y alifáticos clorados (Policloroalifáticos).
- Hidrocarburos aromáticos como tolueno, pireno y acenafteno.
- Compuestos aromáticos halogenados y aromáticos que contienen grupos funcionales no halogenados, como fenoles y anilinas.

Con lo anterior, cabe resaltar que la WAO cumple con una tarea importante que es la descomposición de compuestos orgánicos e inorgánicos tóxicos y altamente contaminantes presentes en los lodos residuales. (Mishra et al., 1995; Debellefontaine y Foussard, 2000; Baroutian et al., 2014)

En la aplicación a lodos residuales de depuradoras de agua, esta tecnología tiene varios puntos a favor respecto a otros tratamientos como la gasificación, pirólisis o incineración. Uno de ellos es que no existe la necesidad de realizar una etapa previa de deshidratación, esto es debido a que se evita la evaporación del agua contenida porque ésta forma parte de un medio de transferencia de calor del proceso de oxidación (Mishra et al., 1995). También se presenta una reducción significativa de volumen a temperaturas relativamente bajas (Baroutian et al., 2014)

A pesar de poseer cierta similitud con la incineración de lodos, la reacción que se lleva a cabo libera en su totalidad agua en forma de vapor y CO₂ en los gases de salida (Baroutian et al., 2014), reduciendo o eliminando emisiones contaminantes como NO_x, SO₂, HCl, dioxinas, furanos y cenizas (Hill, et al., 2013). Por otro lado, los compuestos orgánicos de nitrógeno son mineralizados en amoníaco, el cual es estable a condiciones de tal proceso (Luck, 1999).

Además, en comparación con la incineración, la WAO resulta ser un proceso que puede ser viable y rentable. Esto es debido a que el lodo se encuentra en estado acuoso lo que hace que en la incineración se deba aplicar más calor. No sólo calor sensible y de vaporización para la humedad contenida, sino también para gases desprendidos, así como el gasto de combustibles complementarios y un exceso de aire para alcanzar una etapa de auto-ignición (Hermbuch y Wilhemi, 1984; Mishra et al., 1995).

En términos económicos, la WAO es más barata ya que el proceso no requiere de tanta energía térmica para reducir la materia orgánica o el lodo, disminuyendo así el uso de combustibles para

alcanzar temperaturas elevadas ya que el estado acuoso del lodo pasa a ser parte del medio de oxidación (Mishra et al., 1995).

El costo de un sistema de WAO reside principalmente en la cantidad de flujo a tratar, la demanda de oxígeno que requiera el efluente, las condiciones de oxidación (temperatura y presión) a las que se desee trabajar, así como el material en la construcción del equipo en su totalidad (Mishra et al., 1995).

Aunque cerca del 50% de la inversión está centrada en el diseño y la construcción del equipo y el reactor, la WAO puede presentar ciertas reducciones en su costo de funcionamiento si en lugar de utilizar oxígeno, como agente oxidante, este es reemplazado por aire. Asimismo, dicha técnica puede reducir sus costos si es planeada como un pretratamiento para una mayor disposición del efluente, por ejemplo, el acoplamiento a un tratamiento biológico, como la digestión anaerobia, ya que se reducen sus condiciones de trabajo (Mishra et al., 1995; Baroutian et al., 2014).

WAO en la aplicación de los lodos residuales como pretratamiento

Baroutian et al. (2014) menciona que la participación de la WAO implementada en lodos como pretratamiento para la digestión anaerobia tiene principalmente las siguientes ventajas:

- ✓ Incremento de la fermentación.
- ✓ Degradación y remoción de compuestos orgánicos complejos.
- ✓ Reducción de masa y volumen.
- ✓ Recuperación de compuestos orgánicos valiosos.
- ✓ Reducción de elementos tóxicos perjudiciales para los microorganismos (Mishra et al., 1995)

Al no existir una mineralización completa por la formación de ácidos carboxílicos de bajo peso molecular (PM), esta técnica por si sola presenta desventajas, sin embargo, este inconveniente puede presentarse como una principal ventaja si es destinado como pretratamiento para métodos biológicos, como la digestión anaerobia, enfocada a la generación de biogás, ya que los ácidos acético y propiónico son elementos mayormente generados durante el proceso (Domènech et al., 2004).

Proceso de la WAO

Como se puede observar en la Figura 12, el lodo es suministrado con ayuda de una bomba de alta presión y a su vez este es mezclado con una cantidad determinada de aire comprimido. Esta mezcla pasa a través de unos intercambiadores de calor con el propósito de precalentarse, posteriormente llega al reactor en donde se lleva a cabo la oxidación. Este reactor se encuentra con la presión regulada para mantener las condiciones necesarias de tratamiento. A la salida del reactor, el efluente termina siendo una mezcla de gases, líquido y cenizas (Tungler et al., 2015).

Más adelante este efluente pasa por los intercambiadores donde se pretende recuperar energía térmica. Los gases liberados por la caída de presión se separan en un extractor ciclónico y se evacúan a la atmósfera. El líquido y sólidos estabilizados se enfrían haciéndoles pasar por un intercambiador de calor para su posterior recuperación (Tungler et al., 2015).

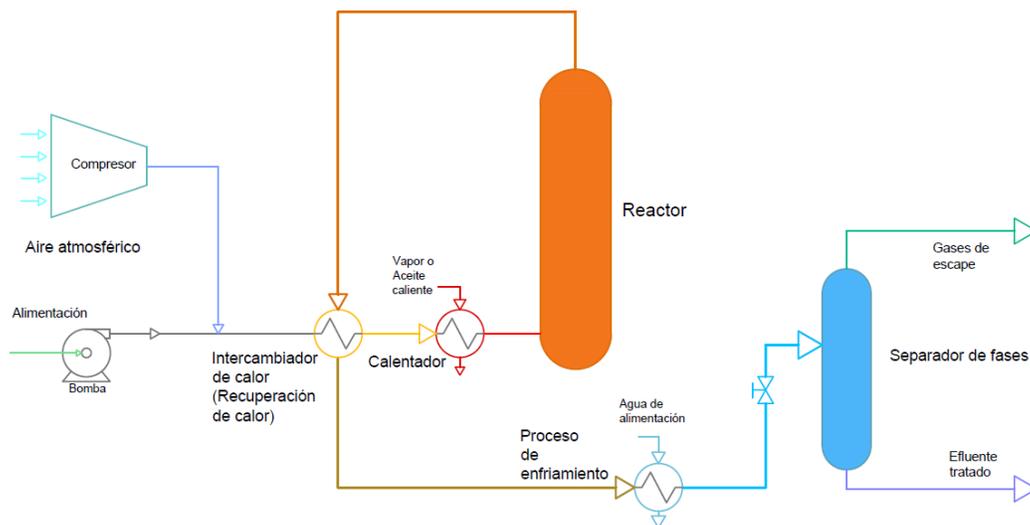


Figura 12. Diagrama del proceso de la WAO. Adaptado por Tungler et al. (2015).

Aspectos químicos de la WAO

Como se mencionó anteriormente, la WAO tiene la principal función de solubilizar y oxidar componentes orgánicos e inorgánicos. En la parte de los compuestos orgánicos, la vía de descomposición se resume en la formación y la destrucción de compuestos intermedios mostrado

en la Figura 13. Padoley et al. (2012) y Baroutian et al. (2014) describe los pasos de la siguiente forma:

1. Formación de radicales libres.
2. Reacciones en cadena durante la oxidación de compuestos orgánicos.
3. Producción de ácidos de cadena corta.
4. Oxidación final a CO₂ y H₂O.

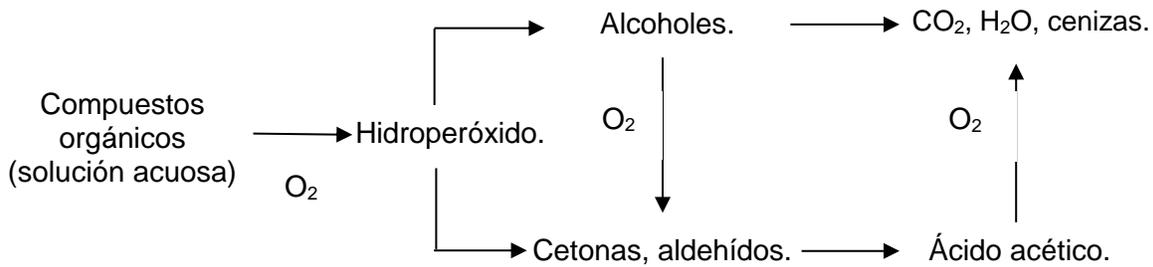
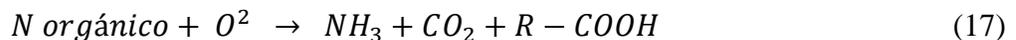
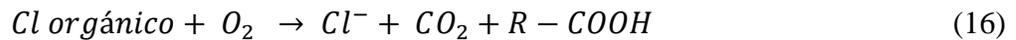
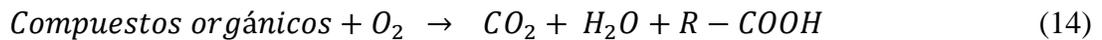


Figura 13. Diagrama simplificado de la WAO en los compuestos orgánicos. Adaptado por Debellefontaine y Foussard (2000).

De igual forma, el nitrógeno orgánico contenido es mineralizado a NH₃, NO₂, NO₃⁻, o N₂. Asimismo, elementos como fósforo y sulfuro son oxidados y convertidos a PO₄³⁻ y SO₄²⁻ de manera respectiva (Rose, Mckay, Tallon, Catchpole y Mollenhauer, 2012).

Todo el proceso químico puede generalizarse bajo las siguientes reacciones (Tungler et al., 2015):



Como se mencionó previamente, los gases de salida por lo regular están constituidos por CO₂ y agua, pero también pueden incluir N₂, CO y O₂, así como NH₃ y algunos compuestos volátiles de bajo peso molecular (Rose et al., 2012).

Antecedentes experimentales aplicados en la digestión anaerobia

Carrère et al. (2010) y Zhen et al. (2017) mencionan algunos antecedentes en donde la WAO participa como pretratamiento de los lodos residuales para la producción de biogás, tomando en cuenta algunos parámetros como la aumento en la producción de metano, aumento de AGV's y la eliminación de VS en sus resultados. Algunos de estos pueden ser visibles en la Tabla 11 que se presenta a continuación.

Tabla 11. Estudios con la WAO como pretratamiento para la digestión anaerobia (Carrère et al., 2010; Zhen et al., 2017).

Lodo (sustrato)	Tratamiento	Condiciones de la D.A.	Resultados	Autor
Lodos digeridos mezclados	T: 170°C, P: 0.8 MPa Tiempo: 60s.	Batch 20 días.	49% aumento en la producción de biogás.	Dohanyos et al. (2004)
Lodos mezclados	T: 1140°C, P: 0.6MPa Tiempo: 1 min.	PTAR 100,000 Habitante equivalente, digestión de dos etapas, 53-55°C.	Aumento en producción de biogás de 507 a 599 L kg.1 VS (18%).	Zabranska et al. (2006)
Lodos activados	T: 170°C, P:7 bar Tiempo: 30 min.	Batch.	50% aumento en la producción de metano.	Fernández-Polanco et al., (2008)
Lodos activados	T: 170°C, P: 7 bar Tiempo: 30 min.	Continuo. TRH: 12 días.	40 a 50% aumento de biogás. 40% aumento en la producción de energía eléctrica.	Fernández-Polanco et al. (2008)
Lodos activados (refinería de petróleo)	T: 200 °C, P: 20MPa, Tiempo: 30 min.	UASB (dos etapas), TRH: 3.8días, 35°C. Digestión después del tratamiento.	Aumento en la producción de metano, de 2,419 a 3,775 mLKg-1 lodo activado (15%).	Yang, et al. (2010)
Lodo deshidratado	CAMBI, gran escala, T: 160°C, P: 6 bar.	Semicontinuo, 42-55°C, TRH: 1-6 días, 142 días.	2-5% veces rendimiento de AGV. 4-6% veces producción de AGV.	Morgan-Sagastume et al. (2011)
Lodos mezclados (primario, secundario)	T: 150-170°C, P: 4.8-7.9 bar.	Piloto, 37-42°C TRH: 15-20 días.	24-59% aumento de biogás. 56-62% eliminación de VS. 52-92% reducción de olor.	Wilson et al. (2011)
Lodos activados deshidratados	CAMBI, escala piloto, T: 65°C, P: 6 bar, Tiempo: 20 min.	Escala piloto, 37°C, TRH: 20 días.	30-40% aumento en producción de biogás.	Oosterhuis et al. (2014)
Lodos secundarios	T: 134-140°C, P: 3.4 bar, Tiempo: 30 min.	Batch, 35°C, TRH: 30 días.	40.2% aumento de metano. 12.6% eliminación de VS. 6.8% reducción de digestato.	Pilli et al. (2015)
Lodo deshidratado	T: 140-160°C Tiempo: 60-90 min.	Batch, 37°C, TRH: 28 días.	16.5% aumento de biogás. Reducción de TRL de 18-20 días a 12-14días.	Xue et al. (2015)

Capítulo II. Justificación, Hipótesis, Objetivos

2.1 Justificación

El aprovechamiento de los lodos residuales provenientes del tratamiento de aguas para generar biogás es de gran impacto para el sector ambiental y energético. Esta ruta energética tendrá como ventaja el manejo y la eliminación de compuestos peligrosos y tóxicos, así como una gran disminución de lodos infecciosos dando lugar a materia orgánica mayor disponible para posteriores usos (Oropeza, 2006).

Técnicas y métodos avanzados como la Oxidación por aire húmedo, implementado para pretratamiento y estabilización, da al lodo las características principales como la reducción de volumen de lodo y compuestos tóxicos, además de hacer más disponible la materia orgánica compleja para su posterior degradación biológica, con el propósito de tener un alto aprovechamiento energético para su manejo y aplicación como sustrato en la producción de biogás por digestión anaerobia (Tungler et al., 2015).

2.2 Hipótesis

El pretratamiento de lodos activados mediante la de Oxidación por aire húmedo (WAO) aumentará la eficiencia de producción de biogás.

2.3 Objetivo general

Evaluar el rendimiento de la producción de biogás a partir de lodos residuales de origen primario y secundario con la Oxidación por aire húmedo con tratamientos sometidos a una temperatura de 115 y 185°C y presiones parciales de oxígeno en un intervalo de 0 o 10 bar.

2.3.1 Objetivos específicos

- ✚ Encontrar condiciones de tratamiento que incrementen la producción de biogás.

- ✚ Establecer los diseños necesarios para la determinación del PBM en pruebas Batch.

- ✚ Hallar el diseño y los parámetros necesarios para el desarrollo de una prueba piloto en reactores continuos.

Capítulo III. Metodología

La siguiente investigación se llevó a cabo en el laboratorio de la carrera de Ingeniería en Sistemas Energéticos Sustentables, en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma del Estado de México. Bajo el “Clúster de biocombustibles gaseosos”, siendo parte de la L1 enfocada en “Pretratamientos de biomasa”, en el cual se decidió analizar la producción de biogás con base al lodo, derivado de tratamiento de aguas residuales, pretratado con el proceso de Oxidación por Aire Húmedo sometido a diversas condiciones para así analizar su comportamiento en los digestores anaerobios.

Lodo residual

El lodo residual con el que se decidió trabajar procede de la planta de tratamiento “Cerro de la estrella”, ubicada en la alcaldía de Iztapalapa en la Ciudad de México. Esta planta suele ser una de las que más aguas residuales recibe del tipo doméstico. Aproximadamente cuenta con una capacidad instalada 3000 L s^{-1} del cual el 73% del agua residual que llega a las instalaciones es tratada. Esta planta tiene como principal proceso secundario el tratamiento de lodos activados.

El lodo residual por estudiar es una mezcla del lodo primario y secundario, que fue caracterizado por la determinación de los siguientes parámetros, mostrados en la Tabla 12.

Tabla 12. Caracterización del lodo residual con el cual se trabajó. Elaboración propia

Parámetro	Valor
AGV's [mg L^{-1}]	160
pH	7.31
Sólidos totales (ST) [g L^{-1}]	22.6
Sólidos volátiles (SV) [g L^{-1}]	12.4
Relación ST/SV [%]	54.9
DQO-soluble [mg L^{-1}]	392
Nitrógeno amoniacal [mg L^{-1}]	629

Diseño del dispositivo experimental

Los digestores anaerobios en los cuales se desarrolló el experimento han sido del tipo mono-etapa con un régimen semicontinuo, hechos a base de acrílico, los cuales han sido diseñados con un intercambiador de calor de doble tubo o tubos concéntricos, comúnmente llamado camiseta térmica, para mantener la temperatura dentro del cilindro más pequeño, el cual tiene una capacidad volumétrica de 1 litro y es en donde se encuentra la materia que se desea digerir. Esto se puede visualizar con detalle en las Figuras 14 y 15.

Ambos digestores están sellados en la base, agitados constantemente de forma magnética con una velocidad baja para no afectar el desarrollo de la comunidad bacteriana. En la parte superior, ambos cuentan con tres aberturas. Una de ellas es la entrada de sustrato, la cual está conectada con una manguera gruesa casi hasta el fondo del reactor para que el sustrato o influente pueda ser mezclado de manera completa. Una abertura más es la salida del digestato, la cual está conectada por una manguera más pequeña, un poco más arriba de la mitad de digestor para así obtener el efluente. Por la altura que tiene se permite controlar el nivel dentro del digestor.

La tercera abertura es para la salida del biogás producido. Está conectada con una manguera de silicón, de 1/8'' de diámetro, a una probeta invertida en donde el biogás es almacenado y posteriormente medido, por el método de volumen desplazado. Estas probetas invertidas tienen una capacidad de 250mL, y se encuentran dentro en un recipiente plano para mayor estabilidad y almacenamiento de agua.

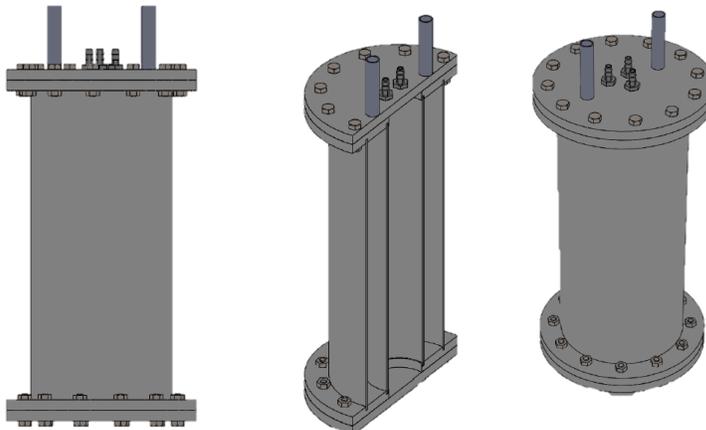


Figura 14. Diseño de los reactores donde se llevó a cabo la digestión anaerobia



Figura 15. Apariencia de los reactores en forma física. Prueba de ensamblaje y sellado.

Además, en la parte superior ambos reactores cuentan con entrada y salida en el cilindro exterior para el agua caliente que circula constantemente entre ellos, la cual es recirculada por ayuda de una bomba, que a su vez es una resistencia, que mantiene caliente el agua y los reactores, con variaciones de $\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ en el interior de los equipos. El agua circundante se mantiene a 37°C lo que hace que este proceso esté a condiciones mesofílicas. Esta configuración la podemos observar en la Figura 16.

El biogás almacenado es retirado con ayuda de jeringas, las cuales se conectan con mangueras para después medir la concentración de éste. Así mismo la alimentación y la salida de efluente son mediante jeringas de alto volumen, conectadas con mangueras.



Figura 16. Reactores acoplados a todo el sistema de medición de biogás, a la recirculación de agua, así como al suministro y retiro de sustrato.

Equipos y materiales

Espectrofotómetro de infrarrojo. Marca: Shimadzu. Modelo: IRPrestige-21.

Equipo con el cual se puede cuantificar concentraciones del biogás. Está formado por una celda para gases, en la cual el biogás es aplicado dejando que el haz infrarrojo analice la muestra y por principio de espectro de absorción cuantifique su composición (Figura 17).



Figura 17. Espectrómetro de Infrarrojo.

Autoclave (Compact Mini Bench Top Reactors). Marca: Parr. Modelo: 5500.

Equipo para realizar procesos de oxidación por aire húmedo. El reactor cuenta con un controlador, el cual permite manipular la temperatura, verificar presión y determinar velocidad de agitación a la cual se desea hacer el pretratamiento (Ver Figura 18). Su diagrama de proceso se puede apreciar en la Figura 19.



Figura 18. Autoclave Parr 5500.

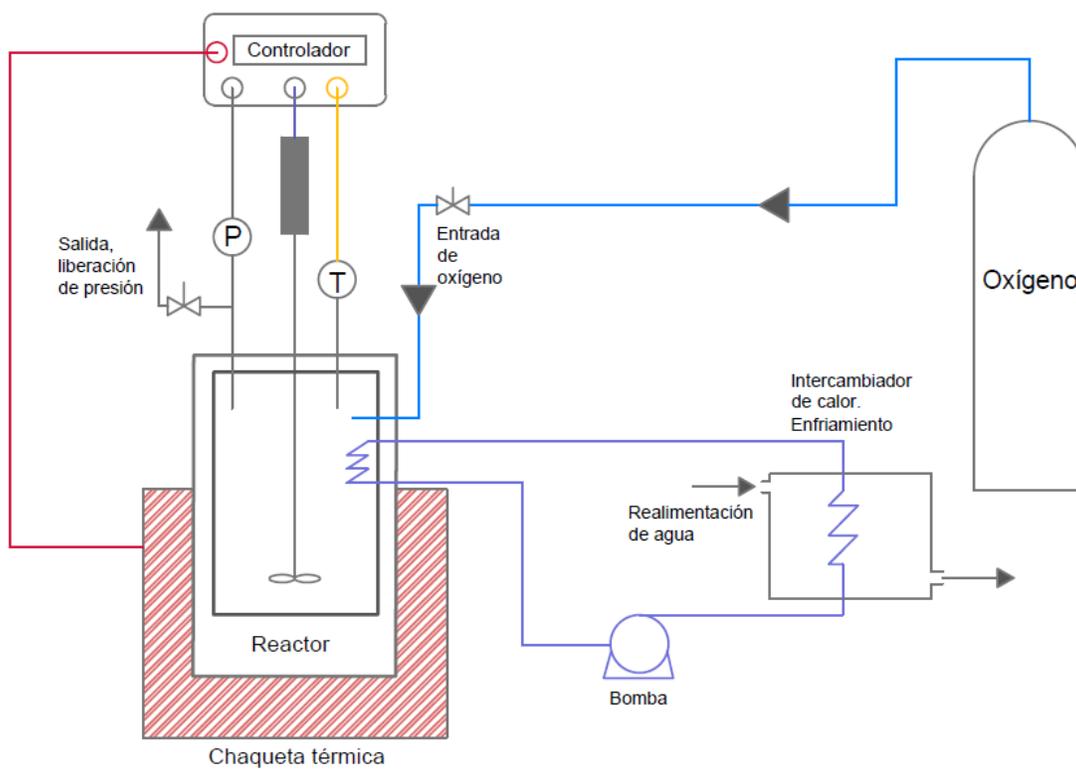


Figura 19. Diagrama de proceso de la Autoclave Parr 5500.

Horno (Estufa). Marca: Binder. Modelo: FP 53.

Esencial para secar muestras con base a transferencias de calor por conducción y convección. Se utiliza para la cuantificación de sólidos totales (Figura 20).



Figura 20. Horno/Estufa Binder.

Mufla. Marca: Felisa. Modelo: FE-361.

Importante para la cuantificación de sólidos volátiles. Utiliza calor por radiación (Figura 21).



Figura 21. Mufla Felisa.

Incubadora. Marca: LabTech. Modelo: LSI-3016R

Equipo en el cual se realizan las pruebas Batch, cuenta con la ventaja de ajustar la temperatura para hacer procesos psicofísicos, mesofílicos y termofílico. Las RMP de la agitación pueden ajustarse también. Debido a su hermeticidad permite realizar procesos de manera casi adiabática (Figura 22).



Figura 22. Incubadora LabTech.

Destilador de arrastre de vapor. Marca: Buchi. Modelo: K-350.

Esencial para el cálculo de los AVG's así como el análisis del nitrógeno amoniacal (Figura 23).



Figura 23. Destilador de arrastre de vapor.

Bascula. Marca: Precisa. Modelo: XT 120A

Primordial en el método de sólidos totales y volátiles (Figura 24).



Figura 24. Bascula Precisa.

Digestor. Marca: Hach. Modelo: DRB 200.

Esencial en la cuantificación de la DQO (Figura 25).



Figura 25. Digestor o reactor para DQO.

pH-metro. Marca: WTW y Modelo: desconocido Equipado con electrodo Blue Line (Figura 26).

Desecador. Marca: Kimble. Modelo: 31050-250 (Figura 27).

Colorímetro. Marca: Hach. Modelo DR 900.

Equipo especializado para cuantificar por colorimetría la cantidad de DQO presente (Figura 28).

Bomba de vacío. Marca: Buchi. Modelo: V-700 (Figura 29).

Recirculador de agua caliente. Marca: Thermo Haake. Modelo: DC 10 (Figura 30).

Agitador magnético. Marca: IKA. Modelo: Topolino S1

Viales. Marca: Hach.



Figura 26. pH-metro.



Figura 27. Desecador



Figura 28. Colorímetro



Figura 29. Bomba de vacío.



Figura 30. Recirculador

Reactivos

Hidróxido de sodio (NaOH) 0.1 N

Ácido Clorhídrico (HCl) 0.1 N

Ácido Bórico como indicador

Ácido fosfórico, 5 mL por muestra.

Oxido de Magnesio, 0,2 g por muestra

Fenolftaleína, 3 gotas como indicador

Métodos analíticos

Concentración de biogás

La concentración del biogás se realizó con ayuda del Espectrofotómetro IR. Con el equipo encendido y el programa funcionando, éste se calibró para el posterior análisis. Por cuestiones de operación y experiencia en el equipo, la calibración debe hacerse por lo menos una vez al mes. La calibración consiste en el análisis de varias muestras a diferentes concentraciones generando una curva con su respectiva ecuación. Se calibraron concentraciones de CO₂ (Ver Tabla 13 y Figura 31) y metano (Ver Tabla 13 y Figura 32).

Una vez calibrado el equipo, se obtenían 10mL de muestra de biogás almacenado del día anterior.

La medición se realizaba diariamente, pero cuando el volumen del biogás no era suficiente para el cálculo de la concentración, se posponía al día siguiente.

Con una longitud de onda de 3012.8 cm⁻¹ para CH₄ y 2360.7 cm⁻¹ para el CO₂ se observaba la absorbancia de cada compuesto, como se muestra en la Figura 31. Mediante una hoja de cálculo este dato era anotado y con ayuda de una función se obtenía la concentración de la muestra.

Tabla 13. Variación de intensidad medida en el espectrofotómetro en función de la concentración.

CO ₂		CH ₄	
Intensidad	Concentración	Intensidad	Concentración
[-]	[%]	[-]	[%]
0.062	2	0	0
0.157	4	0.1025	10
0.247	8	0.2395	20
0.5077	16	0.38545	40
0.6995	24	0.4785	60
0.957	32	0.5444	80
1.166	40	0.6155	100

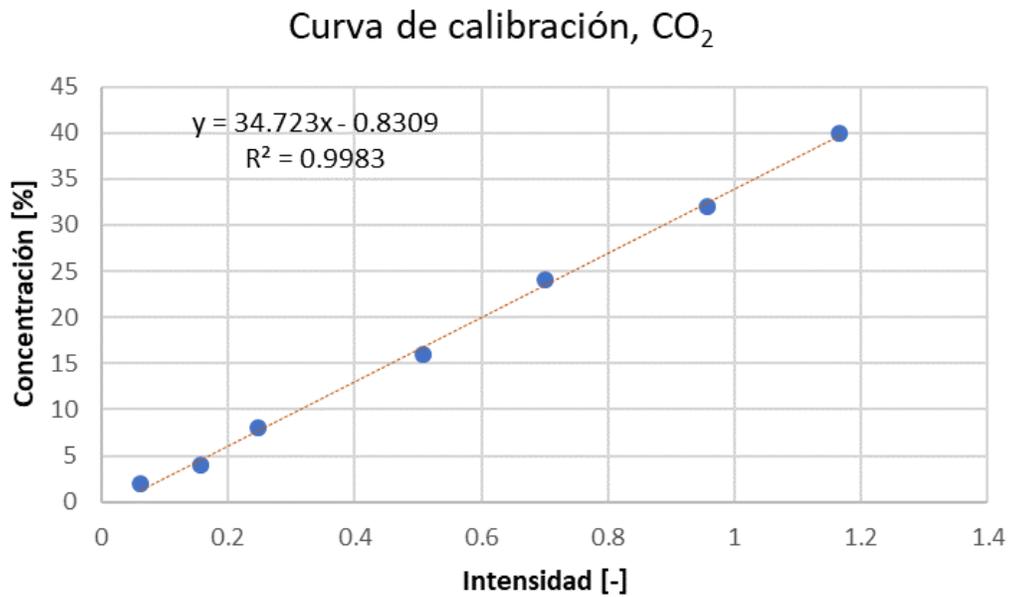


Figura 31. Curva de calibración del CO₂ presente en el biogás.

Curva de calibración, Metano

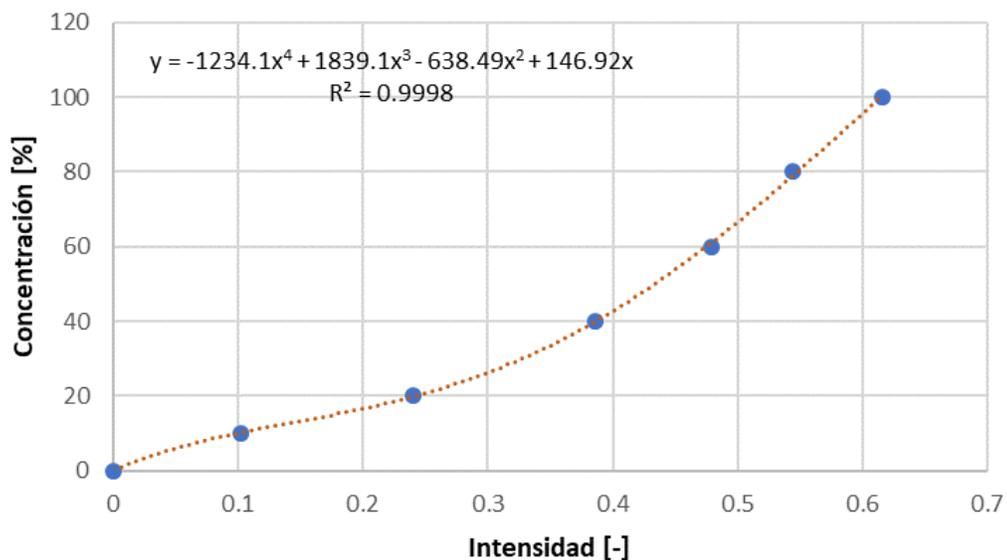


Figura 32. Curva de calibración del metano presente en el biogás.

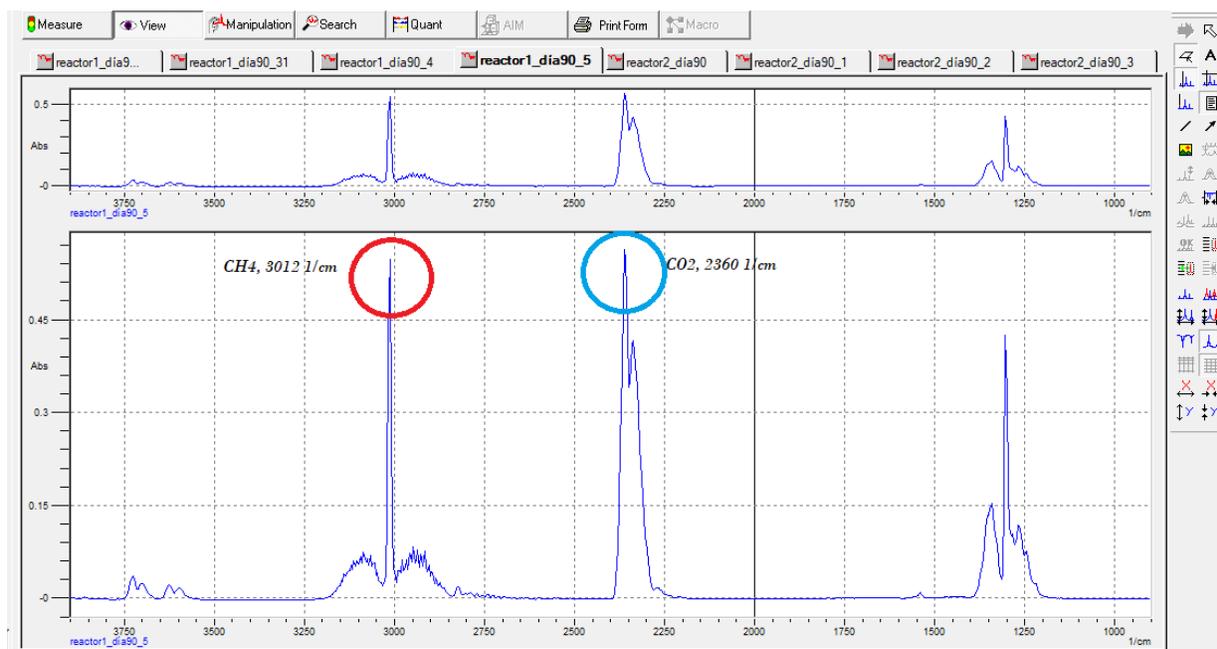


Figura 33. Absorbancias pertenecientes al CH_4 y al CO_2 , en la espectrofotometría IR.

Con el Espectrofotómetro IR sólo era posible analizar concentraciones de metano y dióxido de carbono, ya que compuestos como el H₂S es muy difícil de cuantificar por su pequeña proporción en el biogás, por lo tanto, tiene absorbancias muy leves, y el porcentaje de otras partículas no era posible determinarlo debido a que en su mayoría está constituido por moléculas diatómicas como el H₂, N₂ y el O₂. Por lo tanto, se considera que el porcentaje de biogás sólo está basado en sus dos compuestos básicos.

pH

El análisis de pH se realizó diariamente con las muestras que se obtenían del digestor. Éste se realizaba con la ayuda de un pH-metro WTW el cual era calibrado manualmente cada vez antes de la medición.

Sólidos totales y volátiles

Los sólidos totales se determinaron conforme a la norma mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015, colocando muestras del efluente e influente en crisoles los cuales fueron secados en la estufa a 150°C aproximadamente durante 2 h, para la determinación de sólidos totales. Posteriormente fueron pesados.

En el caso de la medición de los sólidos volátiles, después del proceso anterior, los crisoles se llevaron a la mufla a 550 °C durante 1.5 h, los cuales también se pesaron, analizaron y observaron, el color característico de las cenizas es de tipo ocre oscuro como se muestra en la Figura 34.

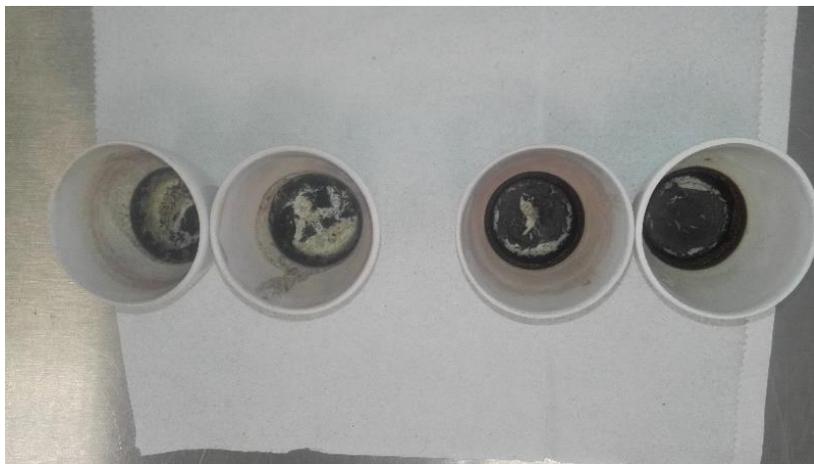


Figura 34. Crisoles después de ingresar a la mufla.

Ácidos grasos volátiles

Para la cuantificación de los AGV'S, se siguió el método de destilación descrito en "Standard Methods for the examination of water and wastewater" (APHA, 1999).

Con el destilador de arrastre de vapor se analizaron 30 mL de cada pretratamiento, al cual se le aplicaron 5 mL de ácido fosfórico (H_3PO_4) como principal catalizador en la destilación. Con un tiempo de destilación de 5 minutos. El producto destilado era titulado con hidróxido de sodio (NaOH) 0.1 N. Cada muestra fue analizada con tres repeticiones para la finalidad de tener resultados precisos.

El cálculo está descrito por la siguiente formula:

$$AGV's = \frac{V_{gastado} \times N \times M}{D_{muestra}} [mg L^{-1}]$$

Donde:

$N = \text{normalidad del NaOH}$

$V_{gastado} = \text{Cantidad de NaOH gastado en la titulación [mL]}$

$D_{muestra} = \text{la cantidad de muestra destilada [mL]}$

$M = \text{Masa molecular del ácido acético en [mg mol}^{-1}\text{]}$

Es importante mencionar que cada medición de AGV's fue realizada tanto al sustrato, como al digestato de los reactores, es decir, antes y después de la digestión. También el lodo crudo fue cuantificado.

DQO_s (soluble)

La DQO soluble fue analizada antes y después de cada proceso (en el influente y el efluente) para cuantificar el estado y evolución de los reactores, a través del balance de fluidos másicos. También se analizó el lodo crudo y los pretratamientos que se aplicaron a éste.

El método de análisis fue el de reflujo cerrado, o bien llamado también, método de tubo sellado a pequeña escala, el cual se determinó por la Norma mexicana: NMX-AA-030/2-SCFI-2011.

Teniendo viales preparados, se aplicó en cada uno cierta cantidad de muestra centrifugada y filtrada previamente para eliminar gran parte de los sólidos. Cada vial debía contener 2mL de muestra, ya sea de forma concentrada o diluida con agua desionizada. Posteriormente fueron sometidos durante 2 h a 150 °C en el digestor. Al finalizar (luego de un enfriamiento) se analizó cada muestra digerida con el colorímetro para determinar la cantidad de materia oxidada.

Nitrógeno amoniacal

La medición de nitrógeno amoniacal se realizó mediante el método de destilación y titulación, mediante los principios descritos en “Standard Methods for the examination of water and wastewater” (APHA, 1999).

Se tomaron 10 mL de muestra (de lodo y sustratos), y se colocaron en el destilador de arrastre de vapor, acompañado 200 mg de óxido de magnesio (MgO), con un tiempo de destilación de 2:30 minutos. El producto destilado era recolectado en un matraz con un contenido previo de 10 mL de indicador mixto 4.8 (rojo de metilo y verde de bromocresol) con una concentración de 2% de ácido bórico (H_3BO_3), como absorbente, dando como resultado una coloración verde esmeralda. Después el producto era titulado con ácido sulfúrico (H_2SO_4) 0.1 N, hasta que el color cambiaba a rojizo intenso.

Para determinar la cantidad del nitrógeno amoniacal contenido en la muestra se utilizó la siguiente formula:

$$\text{Nitrógeno amoniacal} = \frac{V_{gastado} \times N \times M_{Amoniacal} \times 1000}{D_{muestra}} [mgL^{-1}]$$

Donde:

$N = \text{normalidad de } H_2SO_4$

$$M_{Amoniacal} = 17.03 \frac{g}{mol}$$

$V_{gastado} = \text{Cantidad de } H_2SO_4 \text{ gastado en la titulación [mL]}$

$D_{muestra} = \text{la cantidad de muestra destilada [mL]}$

Descripción del proceso

Para determinar qué pretratamiento aplicado al lodo residual era el más eficiente en la producción de biogás, este trabajo de investigación se consolidó bajo dos métodos los cuales fueron: batch (o por lotes) y continuo.

Con base a los resultados obtenidos del trabajo realizado previamente por la alumna de doctorado Anabel Jiménez Zarate, en donde se estudió el PBM de 45 tipos de pretratamientos con lodos residuales, se seleccionaron cuatro pretratamientos que habían tenido un mejor desempeño en la producción de biogás, así como una mayor concentración de metano.

Estos pretratamientos de nueva cuenta se estudiaron en una prueba batch durante 60 días con el objetivo de seleccionar los dos mejores para posteriormente someterlos al método continuo. Se cuantificó DQO_s, ST y SV antes y después del tiempo de digestión asignado. Diariamente se analizaba y medía la producción de biogás, así mismo se determinaba la concentración de metano con ayuda del espectrómetro IR.

Una vez realizadas estas pruebas, se inició el diseño y la construcción del prototipo experimental para el método continuo. En un principio se utilizó polietileno de alta densidad como material para los reactores, sin embargo, este no resultó ser ideal para su construcción y presentó fugas tanto en el interior como en el exterior, por lo que se requirió rediseñar el ensamblaje y determinar el acrílico para su construcción.

Con capacidad de 1 litro de volumen, el cilindro interior de cada reactor fue llenado con 700mL, con una mezcla de 43% de agua destilada y 57% de digestato del biodigestor del laboratorio, el cual era alimentado con bagazo de malta de cerveza.

Con la instalación correcta de los reactores, se prosiguió a la alimentación con cerveza como un sistema de arranque. Ambos fueron alimentados con 5 mL diariamente, así mismo, eran retirados 5 mL. Con el objetivo de tener un inóculo de gran calidad este procedimiento se mantuvo por cerca de un mes.

Posteriormente, el lodo crudo fue pretratado en la autoclave bajo las condiciones a estudiar. En este primer experimento se realizaron pretratamientos de 185°C a 10 bar durante 20 min (también nombrado: 185-20-10), y el de 185°C a 0 bar durante 20 min (185-20-0). Los cuales fueron

destinados como sustrato al reactor 1 y al reactor 2, respectivamente. En la Tabla 14 es posible ver las nomenclaturas que se utilizarán a continuación para referirse a cada pretratamiento.

Tabla 14. Nomenclatura de cada pretratamiento de acuerdo con sus condiciones

Pretratamiento	Condiciones		
	Temperatura (°C)	Presión (bar)	Tiempo (min)
185-20-10	185	10	20
185-20-0	185	0	20
115-20-10	115	10	20
115-20-0	115	0	20

Una vez obtenido cada pretratamiento, se centrifugó cada muestra y se almacenó.

Debido a la diferencia de DQO_s existente entre la cerveza y los sustratos, el lodo tratado fue aplicado paulatinamente a los reactores, mezclado con la cerveza para poder establecer el cambio “suave” o gradual en los conjuntos bacterianos y así tener mantener una estabilidad en los reactores. Poco a poco la cerveza se fue eliminando de la alimentación de los reactores como se puede mostrar en la Tabla 15.

Tabla 15. Variación de concentración con la que se fueron alimentando los reactores en el arranque.

Tiempo [días]	Cerveza [mL]	Lodo tratado [mL]
1	4	10
5	3	15
10	2	20
15	1	25
30	0	30

Teniendo ambos reactores en marcha (cada uno con su respectivo pretratamiento) diariamente se alimentó cada reactor con 30mL de sustrato, midiendo el volumen producido, y se analizó la concentración del biogás con ayuda de Espectrofotómetro IR, además, se analizó el pH eventualmente, así como los ST y SV semanalmente. Los AGV's eran cuantificados de una a dos semanas.

Una vez cumplidos los 60 días, se dio fin a esta primera prueba y se decidió realizar una segunda prueba donde se propuso comparar el pretratamiento a 115°C con 10 bar durante 20 min. (115-20-10) contra el 185°C con 10 bar con 20 min (Ver tabla 14). con la finalidad de determinar cuál era más eficiente en su producción de biogás conforme a los resultados obtenidos en la prueba batch.

Para este caso el reactor 1 le fue sustituido el pretratamiento 185-20-0 por el 115-20-10. Igual que al momento de arranque, el reactor debía ser alimentado de forma gradual con el nuevo sustrato mientras se le iba retirando el anterior, bajo el principio de no alterar al conjunto bacteriano. Como el reactor 2 no presentó cambio en su influente se mantuvo su alimentación con el pretratamiento 185-20-10.

De nueva cuenta, se analizaron volumen y concentración de biogás diariamente, así como ST, SV, AVG's, pH al efluente.

Al terminar esta segunda fase, se prosiguió a realizar una tercera prueba con la presencia del sustrato completo, es decir, tanto el pretratamiento 115-20-10 como el 185-20-10 fueron suministrados con su parte soluble y su parte sólida (disuelta).

El proceso de la alimentación esta vez no fue gradual ya que los sustratos venían del mismo origen (mismo pretratamiento), añadiendo así 30mL diarios y extrayendo 30mL, durante dos meses de pruebas. Al final, semanalmente se medían parámetros como ST, SV, AGV's y pH del digestato para poder cuantificar y evaluar las condiciones de la producción de biogás.

Capítulo IV: Resultados y discusión

4.1 Método Batch

Producción de biogás acumulado

En esta etapa se evaluaron los pretratamientos que presentaron una mayor producción de biogás durante el trabajo de la alumna de doctorado Anabel Jiménez Zarate.

Para la cuantificación de PBM de cada pretratamiento se tomó a la celulosa como un testigo positivo y un blanco como testigo negativo, conteniendo únicamente inóculo, sin pretratamientos ni lodo crudo.

Los pretratamientos analizados fueron: 115-20-0, 115-20-10, 185-20-0 y 185-20-10, Los cuales presentaron la siguiente producción respectivamente: 495.7mL, 676.6mL, 512.6mL, 735.6mL.

En la Figura 35 se muestra, que los pretratamientos 185-10-10 y 115-20-10 presentaron una mejor producción de biogás. Sin embargo, se puede ver en la Figura 36 que existe una menor variación en el pretratamiento 185-20-10 con 21.38% en comparación al 115-20-10 con 37.89%, por lo que se puede confiar más en el resultado del primero.

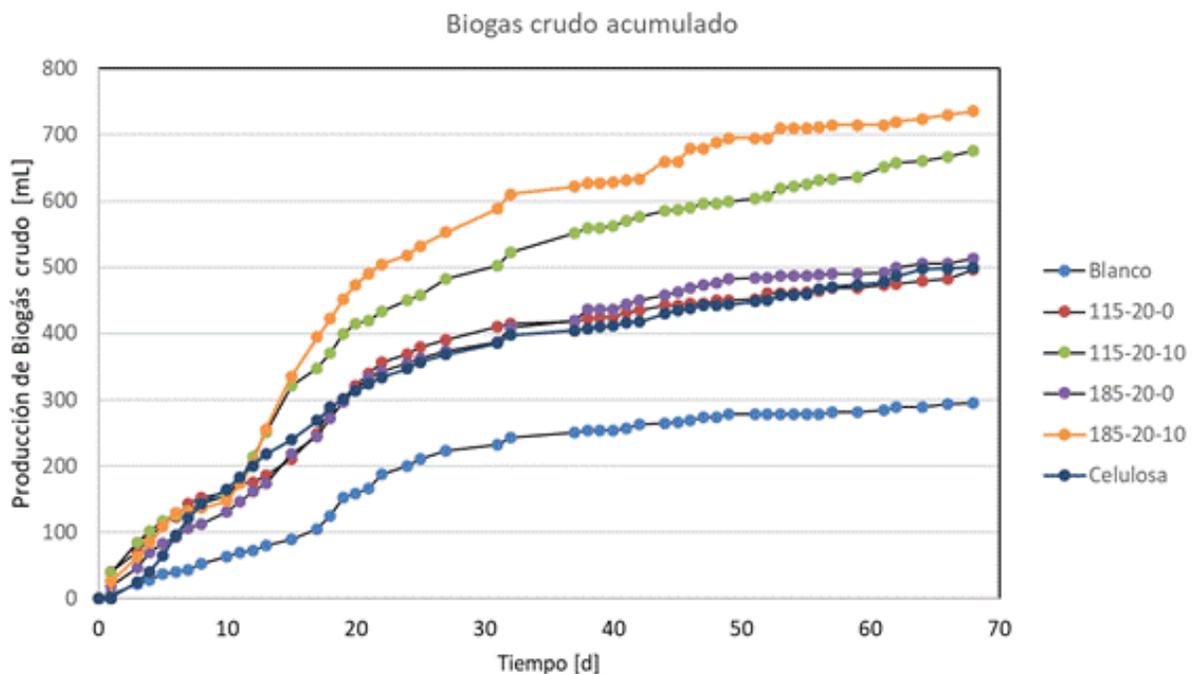


Figura 35. Producción de biogás acumulado durante el método Batch.

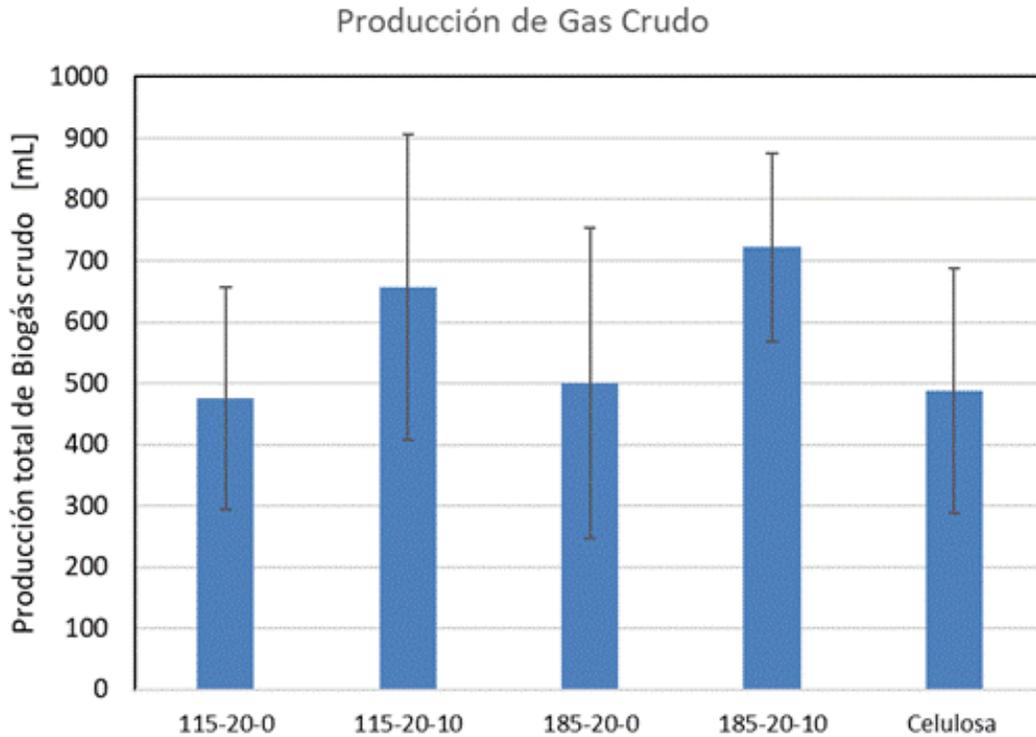


Figura 36. Producción de biogás crudo total del método Batch.

4.2 Método continuo

Evolución de sólidos totales, sólidos volátiles y DQO_s.

A continuación, los valores que se presentaron para los pretratamientos y para el lodo residual son los observados en las Figuras 37 y 38. Siendo el lodo residual con una mayor cantidad de materia suspendida con respecto a los pretratamientos, cerca de un 33% más en ST y un 30% en SV, para ser más precisos. Por otro lado, presenta sólo 0.38g/L de DQO_s, esto es debido a que la metodología utilizada para su cuantificación redujo gran cantidad de materia suspendida lo cual no nos muestra un resultado real, sin embargo, esto demuestra que gran cantidad de los sólidos contenidos poseen una baja solubilidad en comparación a los que se hayan en los pretratamientos.

Respeto a los pretratamientos (en forma de sustratos), el 115-20-0 presenta una mayor cantidad de ST, pero en términos de DQO_s presenta una cantidad de 1.38g/L siendo el menor a comparación de los demás pretratamientos.

De tal forma los pretratamientos 185-20-0 y 185-20-10 son los que presentan características más favorables en cuestiones de cantidad de materia digerible o soluble, contando con 9.07 g/L en SV y 5.15 g/L de DQO_s el primero; y el segundo con 7.99 g/L en ST y 5.36 g/L de DQO_s. Comprobando así que la temperatura es un parámetro importante en el pretratamiento agilizando la degradación de la materia.

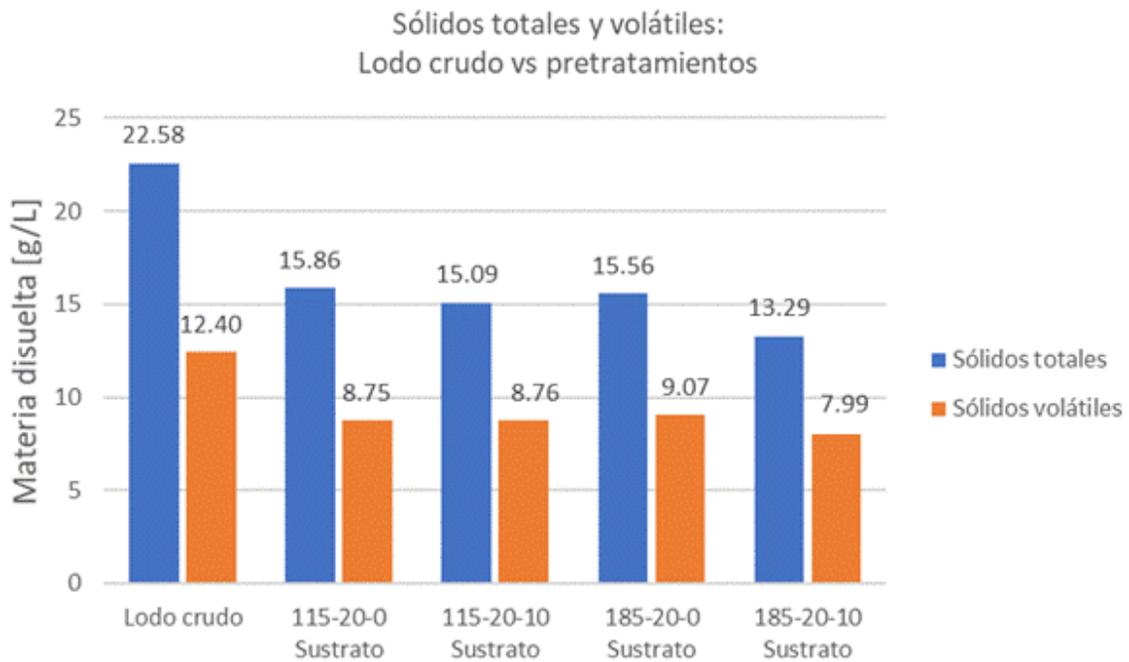


Figura 37. Comparación de ST y SV entre el lodo crudo y los pretratamientos.

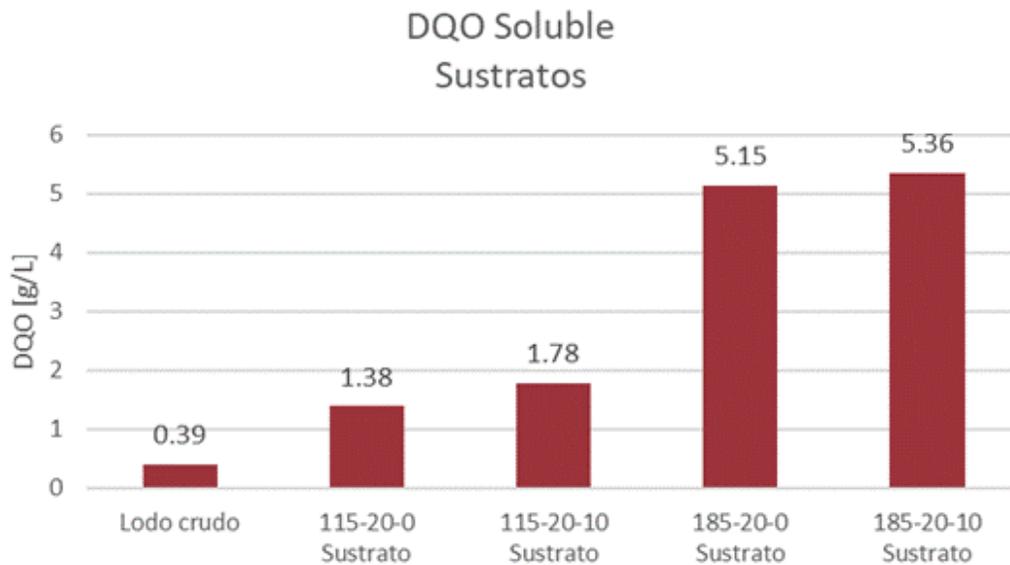


Figura 38. Valores de la DQO_s del lodo crudo y los pretratamientos.

a) Primera fase

En la Figura 39 es posible observar las diferencias en los valores de DQO_s en los pretratamientos como sustratos (influentes) y digestatos (efluentes) en la primera fase, esto gracias a la conversión de materia suspendida a biogás dentro de los respectivos reactores. Es importante mencionar que en esta etapa la cuantificación de ST y SV no nos muestra un panorama real de los resultados ya que para lograr suministrar el sustrato en forma soluble existió una centrifugación previa y gracias a esto hubo una pérdida significativa de materia suspendida, sin embargo, este resultado se podrá hallar en el apartado de Anexos (Anexo 1).

El pretratamiento 185-20-0, al ser sustrato del reactor 1, presentó una reducción de casi un 75%, con una DQO_s inicial de 5.15 g/L y final de 1.29 g/L. En el reactor 2 se presentó un fenómeno similar, de una DQO_s inicial de 5.36 g/L a una final de 1.69 g/L, dando como resultado una disminución de casi un 68%. Como la reducción de COD se refleja en la producción de biogás se confirma lo observado en la Figura 42 respecto a la producción de biogás.

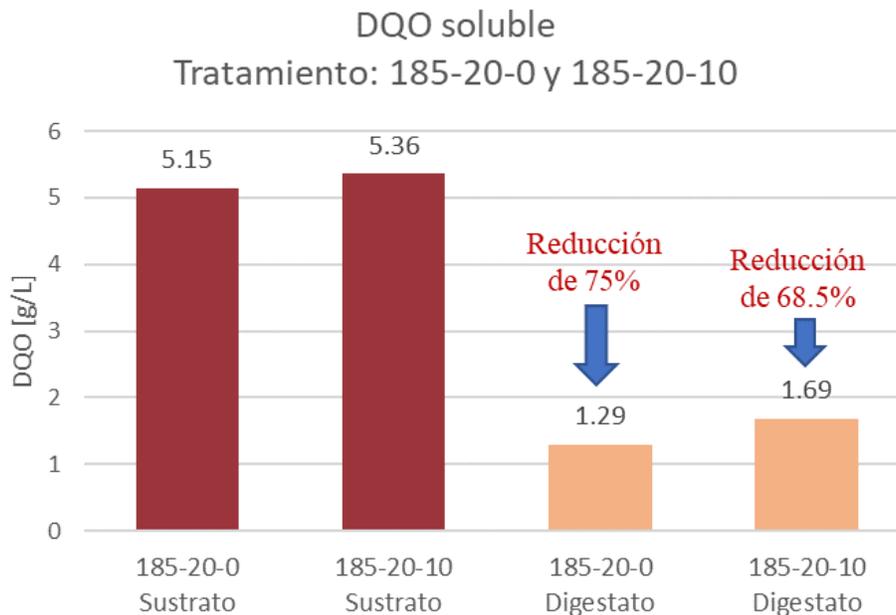


Figura 39. Valores de la DQO_s inicial y final de la primera fase experimental.

b) Segunda fase

En la segunda fase, teniendo como sustratos a los pretratamientos en su fase soluble se presentaron los siguientes valores:

El reactor 1, con el pretratamiento 115-20-10, tuvo una disminución de casi un 56% en la DQO_s, y el reactor 2 presentó alrededor de un 68%, un porcentaje similar al obtenido anteriormente en la primera fase. Como la concentración de la DQO_s en el pretratamiento 115-20-10 fue menor también la producción de biogás se vio disminuida. (Figura 42).

Los respectivos valores de cada reactor antes y después de la digestión anaerobia es posible observarlos en la Figura 40, aquí también se puede ver la gran diferencia de valores en DQO_s de cada pretratamiento en donde el sustrato 185-20-10 fue mayor, y al analizar la figura 35, se puede apreciar que éste es menor en los contenidos de ST y SV, lo que da gran importancia a la temperatura y a la presión parcial de oxígeno del pretratamiento en el lodo para el aumento de la solubilidad del mismo.

La cuantificación de ST y SV entre sustrato y digestato es posible observarla en el Anexo 1.

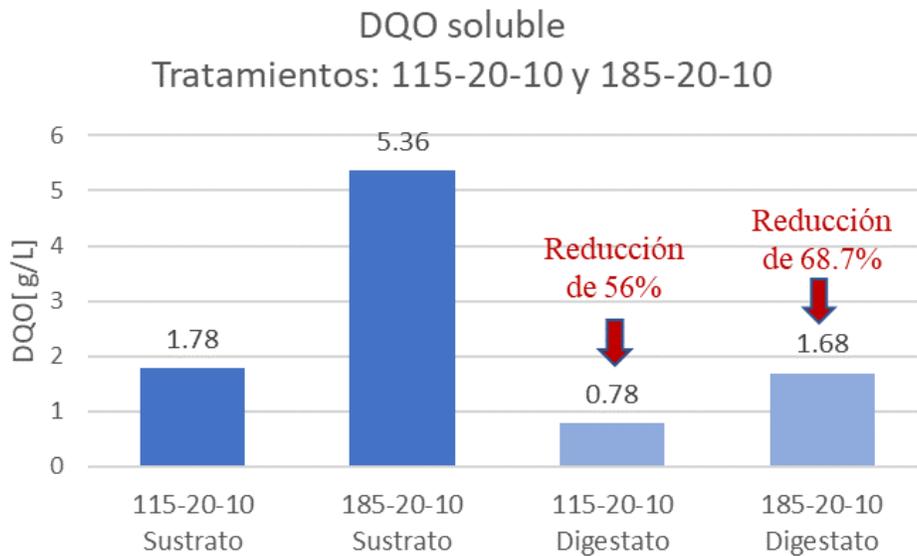


Figura 40. Valores de la DQO_s inicial y final de la segunda fase experimental.

c) Tercera fase

Como en esta fase la digestión se llevó a cabo a partir de sustratos completos, fue cuantificada con base a la disminución de ST y de SV. La medición de DQO_s sólo muestra un resultado parcial de la digestión (Ver Anexo 1).

En la Figura 41, se muestran del lado izquierdo los valores de los ST y SV de los sustratos antes de ser digeridos; en la parte derecha se muestran los valores de los digestatos respectivos de los reactores.

En el reactor 1, existió una reducción de un 49% en ST y un 48% en SV. Y en el reactor 2, la reducción de ST fue de 43%, en conjunto de un 46% en SV. Como los parámetros de sólidos volátiles describe el contenido de materia orgánica igual que la DQO_s de manera oxidativa, se observa el mismo comportamiento de reducción de materia orgánica por la producción de biogás en la fase tres.

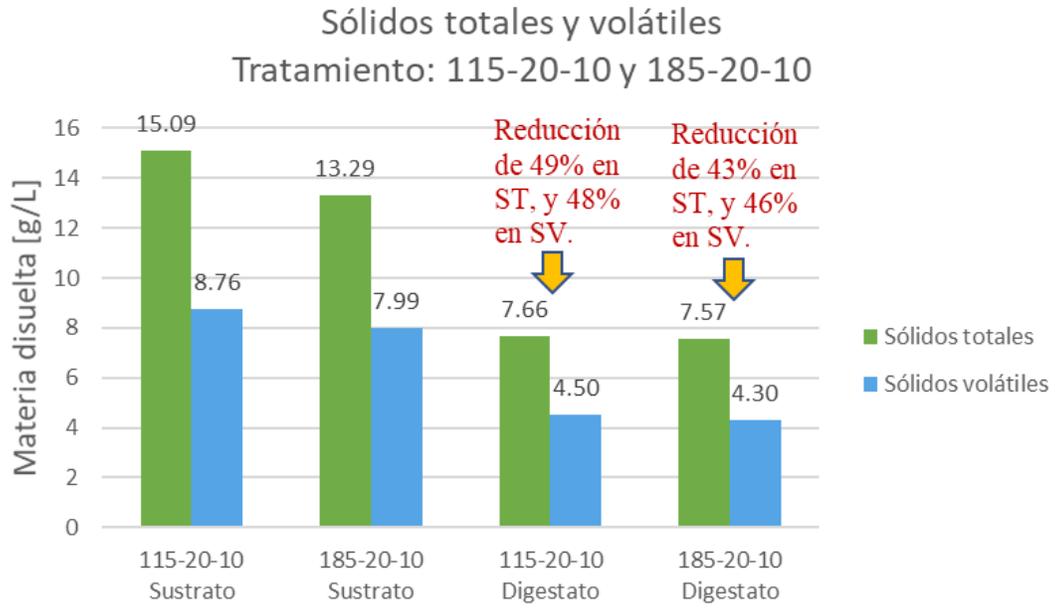


Figura 41. Valores de los ST y SV inicial y final de la tercera fase experimental.

Producción total de biogás.

En la primera fase con una duración de 2 meses, a condiciones mesofílicas, los reactores presentaron una producción de biogás muy similar y significativa. El reactor 1, alimentado con la parte soluble del sustrato 185-20-0, tuvo una producción de biogás neta de 2714 mL. Por otro lado, el reactor 2, con la parte soluble del pretratamiento 185-20-10 como sustrato, presentó una acumulación de 2736 mL de biogás.

En la segunda fase existió una diferencia en la generación de biogás, teniendo el reactor 1, alimentado con la parte soluble del pretratamiento 115-20-10, una producción de 921 mL de biogás crudo contra una producción de 1815 mL generada en el reactor 2, el cual se siguió alimentando con la parte soluble del pretratamiento 185-20-10.

En la tercera fase, se obtuvo una producción de 1785.7 mL y 2782 mL del reactor 1 y del reactor 2. Este se mantuvo a condición mesofílica (37°C), cumpliendo con la misma metodología que la segunda fase, a excepción que en ésta los reactores se alimentaron con la parte sólida (suspendida) y soluble de los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10.

En la Figura 42 se muestra la producción comparativa que se obtuvo del biogás crudo o neto en cada reactor durante cada fase, que fue representada con un mismo color: Fase 1: verde; Fase 2: anaranjado; Fase 3: azul.

Como se mencionó en el capítulo anterior, se suministró bagazo de malta de cerveza como inóculo lo que ofreció estabilidad para el arranque del experimento ya que poseía condiciones óptimas como alto contenido en SV y un pH estable.

Es importante detallar que, al ser alimentado parcialmente con cerveza, se presentó una gran producción de biogás, ya que ésta presentaba un alto contenido de DQO_s, esto hizo que se comportará como un catalizador orgánico para el conjunto microbiano que estaba en el inóculo. Fue de gran impacto para la primera fase ya que existía una mayor disposición de los microorganismos, la cual fue disminuyendo en cada fase debido a que los organismos fueron adaptándose más al sustrato suministrado.

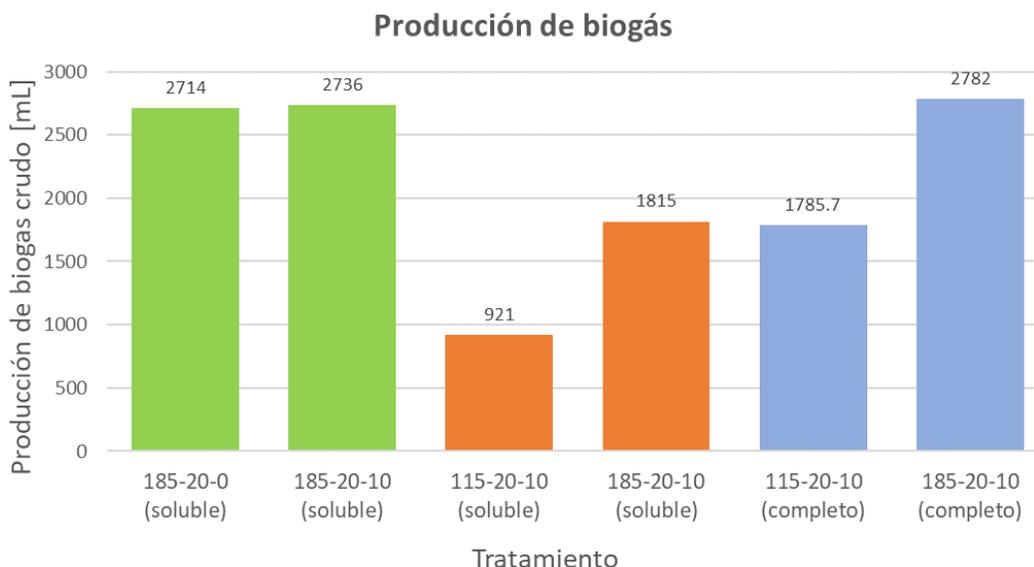


Figura 42. Producción total de biogás en las tres fases experimentales.

Producción diaria de biogás

En la figura 43, se aprecia el rendimiento total que existió en los reactores durante las tres fases de pruebas. La etapa de arranque duró alrededor de 30 días en los cuales la alimentación con la cerveza y un inóculo con buenas condiciones dio como resultado una alta producción de biogás, por ello se puede apreciar que la producción alcanzó los 300mL por día. Posteriormente de la transición alimentaria con los pretratamientos, como sustratos, dando un periodo de estabilización que duró alrededor de 18 días, en el cual la producción de biogás fue descendiendo poco a poco hasta alcanzar una producción normal o estable en el día 48, con respecto a cada pretratamiento aplicado. A partir de ese momento se empezó a alimentar únicamente con los pretratamientos correspondientes en cada fase.

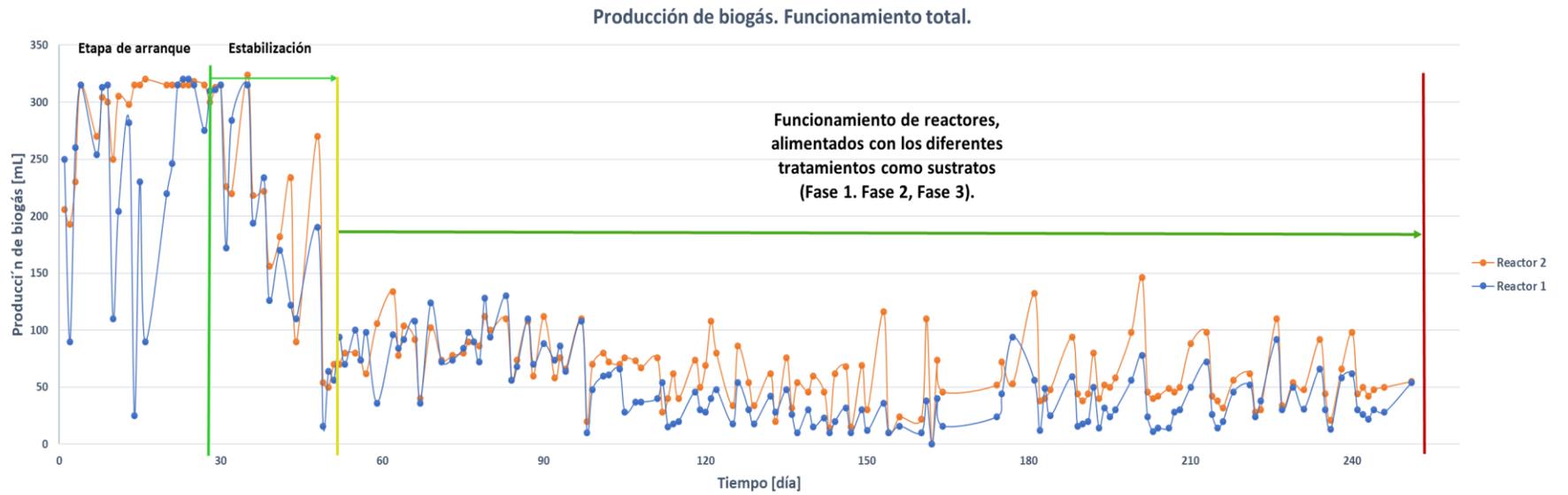


Figura 43. Comportamiento general de los reactores en las fases experimentales. Fase1: día 31 al día 98; Fase 2: día 98 al día 164; Fase 3: día 174 al día 250

a) Primera fase

En la primera fase, los pretratamientos 185-20-0 y 185-20-10 fueron evaluados para saber su PBM. Como se mencionó anteriormente existió un lapso en el cual existió una estabilización, en la que se suministró de forma gradual los sustratos lo que dio como consecuencia un descenso en la generación de biogás. La producción fue menor debido a que las condiciones de operación se establecieron en un tiempo de retención hidráulica de 24 días y como la materia orgánica con la cual se alimentó fue de menor cantidad no se pudo alcanzar el mismo resultado.

La Figura 44 muestra que el reactor 1 y el reactor 2 se comportaron casi de la misma forma dando una producción diaria muy similar de biogás. Cabe recalcar que el suministro de sustrato fue de 30mL por día en ambos reactores y que funcionaron a temperatura mesófila (37°C) tendiendo condiciones iguales, donde la producción sólo dependía del tipo de pretratamiento aplicado. Además, como se mostró anteriormente, ambos tenían casi la misma cantidad de DQO_s, así como una reducción parecida de ésta (en el digestato), y como consecuencia produciendo una cantidad de biogás similar.

Los valores máximos de producción de biogás diario que se presentaron fueron de 130 mL en el reactor 1, y un valor promedio de 82.2 mL por día; de la misma forma hubo una máxima de 134 mL en el reactor 2 con un promedio de 82.9 mL por día.

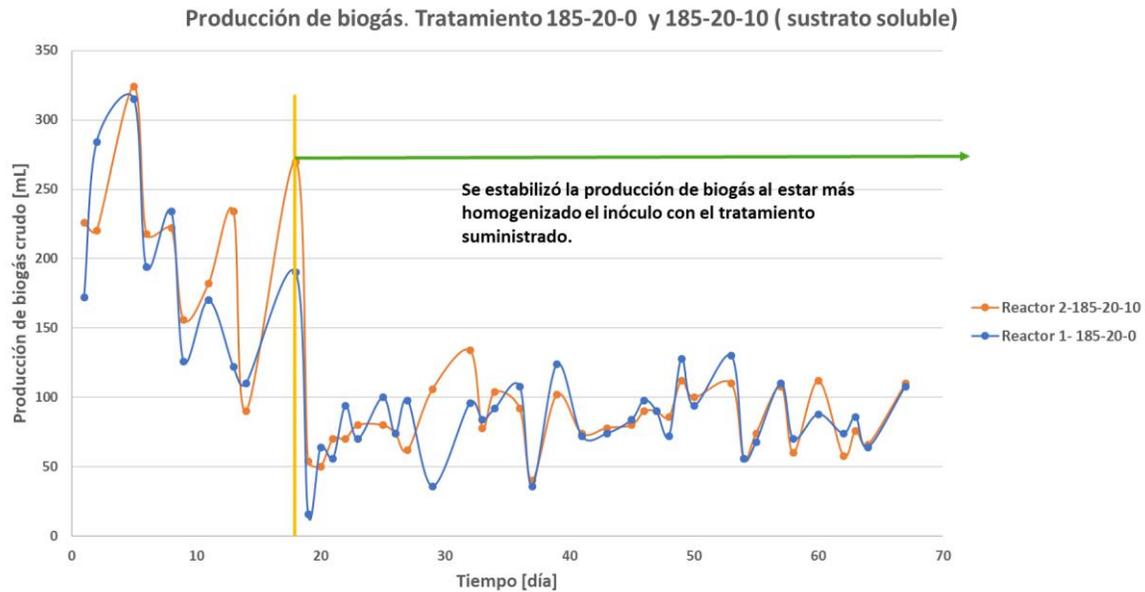


Figura 44. Producción de biogás diaria con los pretratamientos 185-20-0 y 185-20-10 en forma soluble (Primera fase).

b) Segunda fase

En la segunda fase, el reactor 1 tuvo como sustrato de prueba el pretratamiento 115-20-10, el cual sustituyó al 185-20-0 en el reactor 1. Evaluando así los sustratos 115-20-10 y 185-20-10.

Como es posible visualizar en la Figura 45, la producción del reactor 1 se ve afectada por el nuevo sustrato suministrado por lo que hay una disminución en la producción de biogás. Por otro lado, el reactor 2 tiende a tener una producción más estable que la primera fase sin embargo ésta también logra descender. Este fenómeno puede presentarse por la alta concentración que va aumentando del sustrato dentro del reactor disminuyendo materia orgánica perteneciente al bagazo o a la cerveza suministradas en el arranque.

De esta forma el reactor 1 logró una producción máxima de 54 mL al día y una producción promedio de 26.3 mL, y en el reactor 2 una máxima de 116 mL al día con una producción promedio de 51.85 mL.

Es importante recordar que la cantidad de alimentación de los reactores no varió, es decir, se mantuvo en los 30mL de sustrato soluble al día por cada reactor, a pesar de ello la

diferencia de DQO_s existente entre ambos es de gran impacto para la producción de biogás en cada uno ellos.

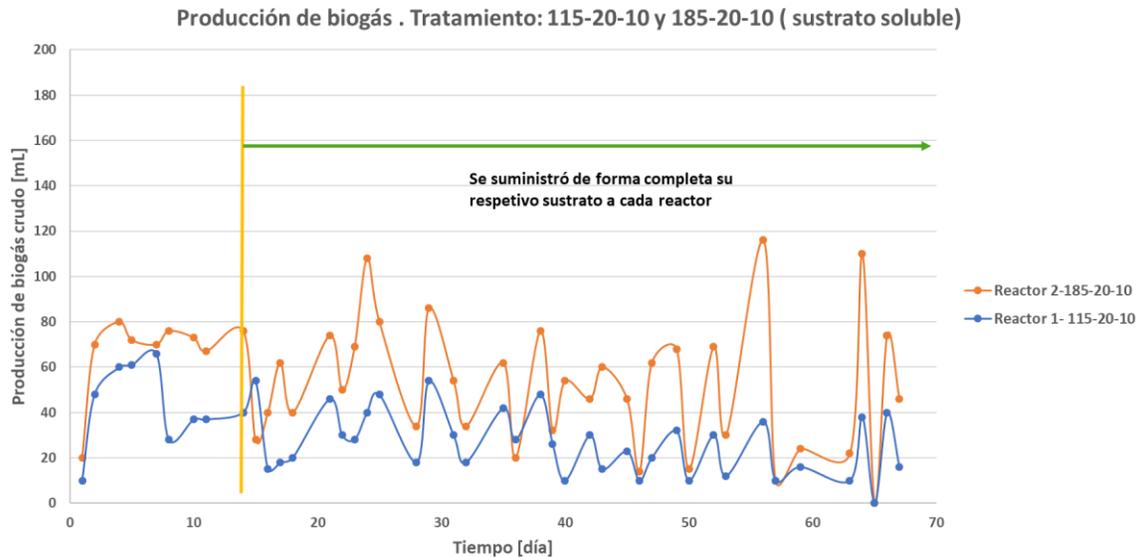


Figura 45. Producción de biogás diaria con los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10 en forma soluble (Segunda fase).

c) Tercera fase

Al no existir una variación en el tipo de pretratamiento tampoco existió una etapa de estabilización en esta fase, como se muestra en la Figura 46 sólo se presentó una ganancia poco significativa en la producción de biogás. Esta ganancia pudo deberse a la parte suspendida la cual fue agrada en esta fase. Debido a esto el reactor 1 presentó una mayor ganancia ya que contenía mejores concentraciones de ST y SV, la cual es materia que no fue hidrolizada totalmente, cosa que no pasa en el reactor 2 ya que al ser el 185-20-10 un pretratamiento con mayor temperatura gran parte de la materia fue solubilizada dato que se ve reflejado en su DQO_s.

Con base a lo anterior, el pretratamiento 185-20-10 tuvo una mayor producción con 146 mL al día como un máximo, y el pretratamiento 115-20-10 alcanzó un máximo de 92 mL al día de biogás producido. Asimismo, existió una producción promedio de 37.2 mL y 57.96 mL de ambos pretratamientos respectivamente.

A pesar de que el pretratamiento 115-20-10 posee una gran cantidad de ST y SV en comparación del 185-20-10, este logra tener gran cantidad de materia orgánica que es muy difícil de digerir lo que genera una lenta producción de biogás, así como una acumulación en el reactor.

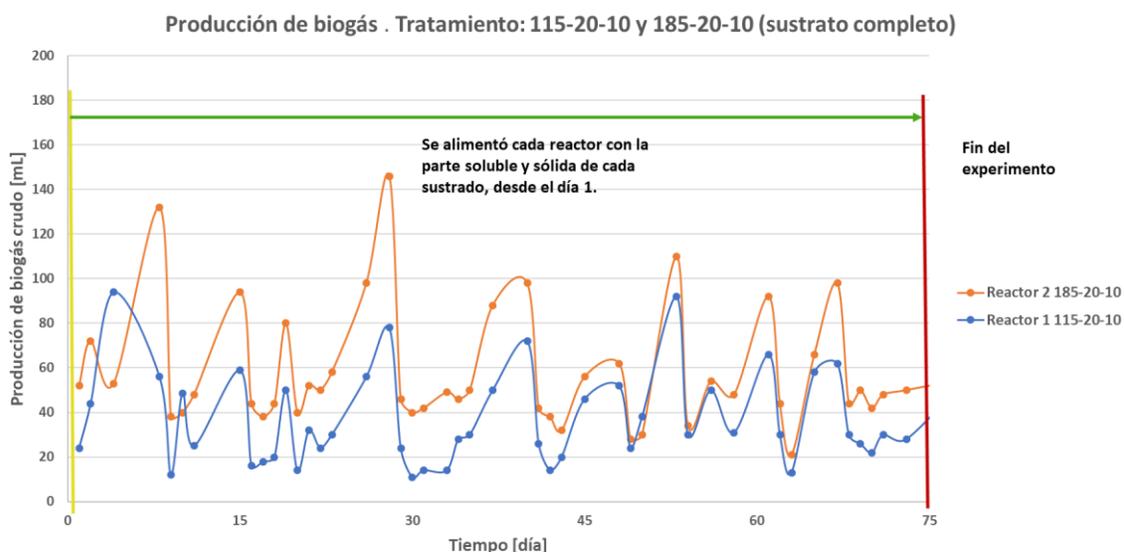


Figura 46. Producción de biogás diaria con los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10 en forma completa (Tercera fase).

Producción de biogás específico.

a) Primera fase

En cuestión del biogás específico hay un comportamiento similar a la producción de biogás crudo. Después de una estabilización de 18 días al suministrar los sustratos, ambos presentaron comportamientos muy parecidos entre sí, teniendo una producción muy similar de biogás, pero es necesario hacer hincapié a que en el reactor 1 hay un mejor rendimiento en su producción.

En el caso del reactor 1, con el pretratamiento 185-20-0, se alcanzó una máxima producción de 800 mL/g, con un promedio de 506 mL/g. Asimismo, el reactor 2, con el pretratamiento

185-20-10, presentó un máximo de 790 mL/g de materia añadida, con un promedio de 490 mL/g (Figura 47).

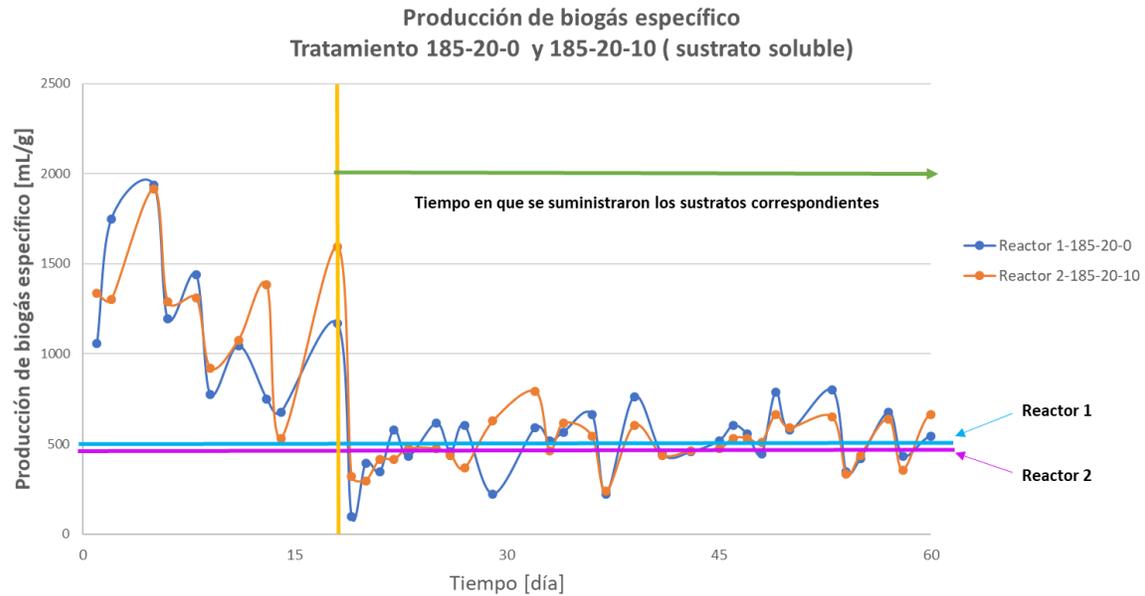


Figura 47. Comportamiento de la producción de biogás específico en la primera fase con los pretratamientos 185-20-0 y 185-20-10.

b) Segunda fase

En la segunda etapa de la experimentación, el reactor 1, con el pretratamiento 115-20-10, presentó una producción más significativa de biogás específico (Figura 48). Muy parecido a lo ocurrido en la fase anterior.

En los primeros días se presenta una elevación de producción debido a la transición de sustrato que se realiza en el reactor 1, después existe una estabilización pasando la primera semana. La producción máxima es de 960 mL/g, con un promedio de 468 mL/g.

En el caso del reactor 2, se muestra una disminución en su producción de casi el 15% respecto a la primera fase, teniendo una producción máxima de 690 mL/mg de materia digerida, y un promedio de 306 mL/g. La razón por este compartimiento se encuentra en el hecho que la concentración de la DQO_s para el pretratamiento de 115 °C es considerablemente menor.

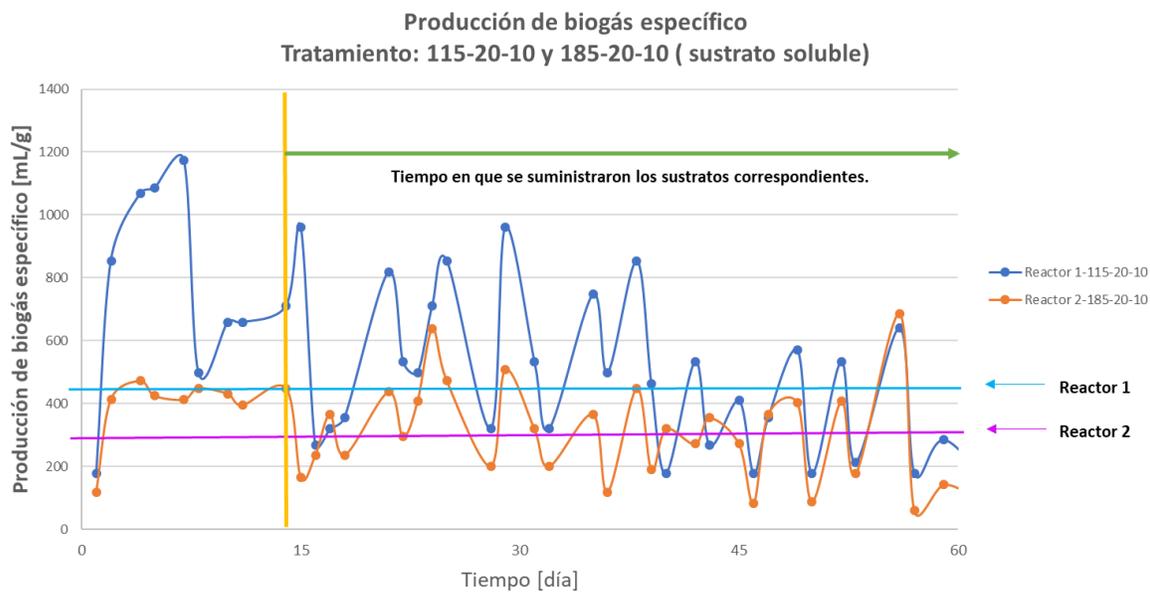


Figura 48. Comportamiento de la producción de biogás específico en la segunda fase con los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10.

c) Tercera fase

En la tercera fase del experimento se muestra una considerable disminución en ambos reactores (Figura 49), predominando el reactor 2 con una mayor producción diaria máxima de 580 mL/g de materia, casi un 28% de disminución desde la primera fase. El reactor 1 presentó una producción máxima de 340 mL/g de materia, una disminución de casi el 65% respecto a la segunda fase.

Cabe recordar que los reactores fueron suministrados con los sustratos completos, es decir, tanto la parte soluble como suspendida, es por ello que existió una disminución de biogás, además de que en los últimos días de la experimentación la actividad del reactor 1 fue muy baja por la gran cantidad materia que le fue suministrada, caso que no se presentó en el reactor 2 ya que el pretratamiento presentaba una menor cantidad de ST y SV, así como una mayor cantidad de DQO_s.

No se presentó una inhibición total ya que el pH siempre se mantuvo estable (Ver Figura 48), respecto a los rangos presentados, dado a que los pretratamientos que son menos agresivos

como lo sería el lodo residual. Sin embargo, la alta carga de materia hizo que el reactor fuera lento.

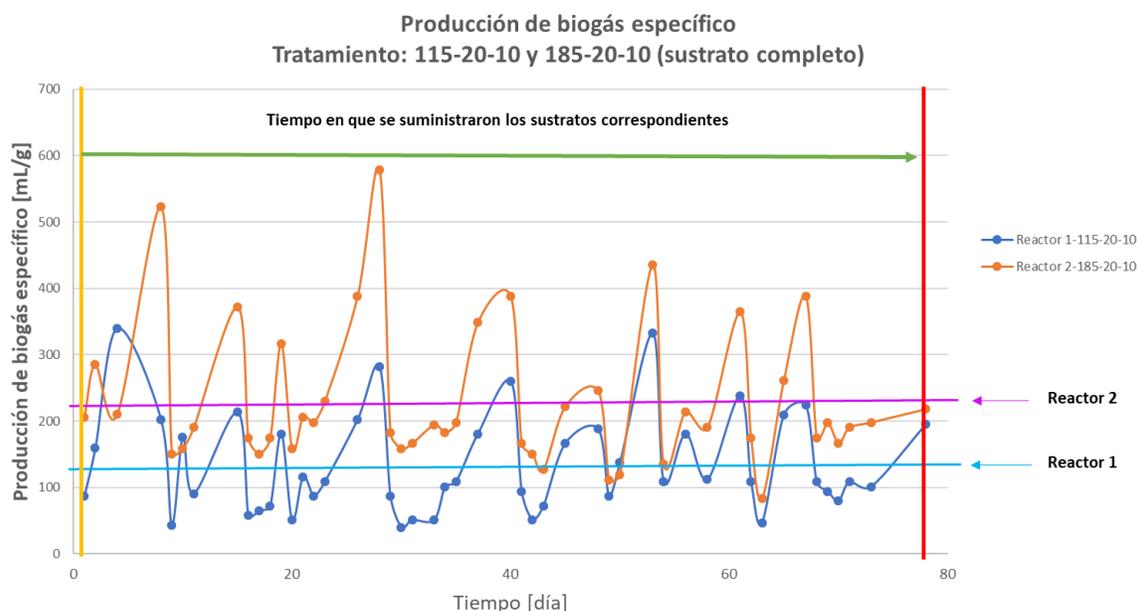


Figura 49. Comportamiento de la producción de biogás específico en la tercera fase con los pretratamientos 115-20-10 y 185-20-10.

Nitrógeno amoniacal y AGV's

En el caso de los parámetros como el nitrógeno amoniacal y los AGV's, es posible observar los valores obtenidos en la Tabla 16, donde se presentan los resultados comparativos entre el lodo crudo y los diferentes pretratamientos.

En el caso del nitrógeno amoniacal el lodo presenta un valor de 629 mg/L, en donde se incrementa sólo un 8.1% en el pretratamiento 185-20-0, y un 1.4% en el pretratamiento 185-20-10.

A continuación, en los valores de los AGV's, el lodo residual presentó un valor de 160mg/L, comparado con los demás valores de los pretratamientos presentados en la misma tabla se puede apreciar que el incremento fue notable.

Tabla 16. Caracterización de N-amoniaco y AGV's del lodo crudo y sus pretratamientos.

<i>Parámetros</i>	<i>Pretratamientos</i>				
[mg/L]	<i>Lodo crudo</i>	<i>185-20-0</i>	<i>185-20-10</i>	<i>115-20-0</i>	<i>115-20-10</i>
Nitrógeno amoniacal	629	650	680	630	638
AGV's	160	523	300	1270	1060

En el caso de los digestatos se presentan los datos en las tablas 17, 18, 19 para la primera, segunda y tercera fase, respectivamente.

En la primera fase, hubo una disminución de casi un 81% en los AGV's del pretratamiento 185-20-0, y un 77% entre el sustrato y el digestato del 185-20-10. Siendo este un gran indicador de la gran conversión existente de los ácidos carboxílicos (como el acético y el propiónico) a biogás y la alta producción de él.

Tabla 17. Parámetros iniciales y finales de N-amoniaco y AGV's en la primera fase.

Parámetros	185-20-0-soluble (reactor 1)		185-20-10-soluble (reactor 2)		
	[mg/L]	Sustrato	Digestato	Sustrato	digestato
Nitrógeno amoniacal		650	1261	680	1598
AGV's		1270	240.7	1060	247

Tomando en cuenta los datos de la segunda fase (Tabla 18), éstos muestran que en el pretratamiento 115-20-10, disminuyó hasta un 24% en los AGV's, y existió un aumento del 56% en la concentración del nitrógeno amoniacal. En el pretratamiento 185-20-10 el digestato presentó una disminución de 77% en los AGV's y un aumento de 51% en el nitrógeno amoniacal. Puede reflejarse estos datos en la producción de biogás, que va relacionado con la cantidad de AGV's presentes y como estos van en aumento proporcionalmente a la temperatura del pretratamiento.

Tabla 18. Parámetros iniciales y finales de N-amoniacoal y AGV's en la segunda fase.

Parámetros	115-20-10-soluble (reactor 1)		185-20-10-soluble (reactor 2)	
	Sustrato	Digestato	Sustrato	Digestato
[mg/L]				
Nitrógeno amoniacoal	680	1064	637.5	1350
AGVs	300	229	1060	240.5

En la tabla 19 se puede observar que en el pretratamiento 115-20-10 hay un aumento en la concentración de nitrógeno amoniacoal de 19%, y un aumento de 51% en el pretratamiento 185-20-10. En términos de AGVs el pretratamiento 115-20-10 presentó una disminución de 30%, y el 185-20-10 tuvo un decremento de casi un 75%.

Tabla 19. Parámetros iniciales y finales de N-amoniacoal y AGV's en la tercera fase.

Parámetros	115-20-10-completo (reactor 1)		185-20-10-completo (reactor 2)	
	Sustrato	Digestato	Sustrato	Digestato
[mg/L]				
Nitrógeno amoniacoal	680	809	637.5	963.5
AGVs	300	210	1060	268

Se puede observar que en todos los pretratamientos los AGVs residuales en los reactores están un poco mayor de 200 mg L⁻¹ (mínimo que se queda en el reactor) como un equilibrio entre fase hidrolítica que los produce y fase acetogénica/ metanogénica que los produce.

Concentración de biogás

Debido a la metodología empleada no fue posible cuantificar de manera real la concentración del metano y el CO₂, a consecuencia de que este último fue adsorbido por el agua contenida en las probetas invertidas.

Sin embargo, en el apartado de los Anexos (del Anexo 2 al Anexo 9) es posible observar de forma cualitativa el comportamiento de los espectros generados por el espectrofotómetro diariamente. Se puede ver que el reactor 2 presentó un conjunto de espectros con una menor

variación tendiendo a estar más juntos entre ellos, lo que se puede interpretar a que existió una concentración más estable durante el periodo en el que éste trabajó (Anexo 5, Anexo 7 y Anexo 9). Este comportamiento se presentó en las tres fases de experimentación. Mientras tanto en el reactor 1 hubo cierta variación en cada uno de los espectros generados existiendo una concentración de metano variada cada día (Anexo 4, Anexo 6, Anexo 8). Estas mediciones indican que el pretratamiento 185-20-10 es un sustrato que produce biogás con una concentración más estable.

Comportamiento de pH

El comportamiento del pH siempre fue regular, es decir, no hubo variaciones repentinas, se mantuvieron en un rango de 7.11 a 8.3 para el reactor 1 en la primera fase, y en el reactor 2 en un rango de 7.2 a 8.16, de igual manera en la primera fase. Después de ahí no presentó valores extremos, manteniéndose el reactor 1 en un valor promedio de 7.74 y el reactor 2 con 7.72. Samani et al. (2017) da énfasis en que los rangos óptimos para la generación de metano se encuentran entre 6.5-7.8, y para el tratamiento de la digestión anaerobia es de 6.5-8.5.

En la Figura 50 se puede mirar el comportamiento del pH a lo largo de cada fase, a través de todos los días transcurridos.

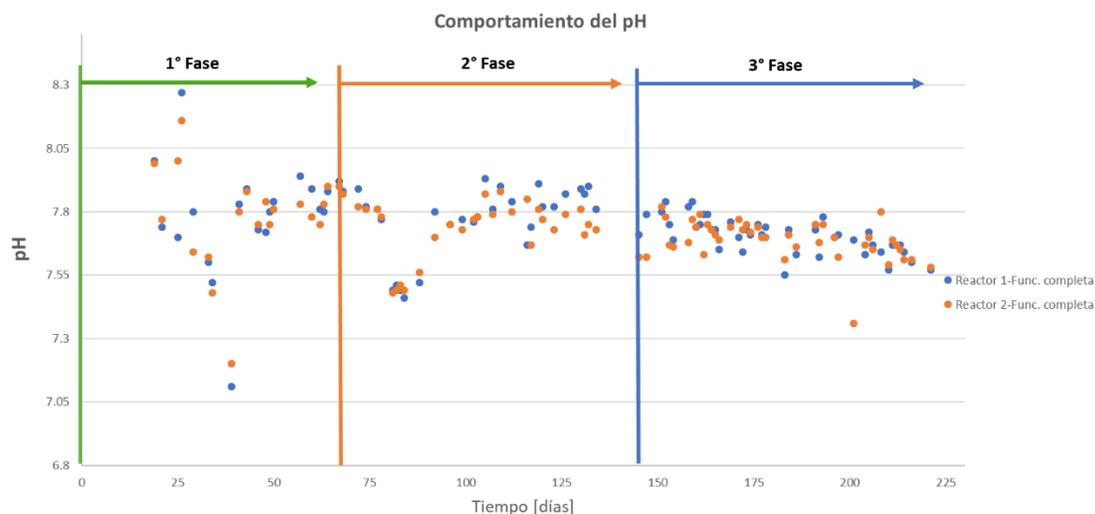


Figura 50. Comportamiento del pH en cada reactor durante todas las fases experimentales.

Conclusiones

De acuerdo con la hipótesis planteada se puede decir que efectivamente el pretratamiento con la Oxidación por aire húmedo (WAO) es una técnica que solubiliza gran porcentaje de la materia compleja suspendida en los lodos residuales (una reducción de casi un 41% en los ST y un 35% en SV en el mejor pretratamiento) aumentando significativamente la DQO_s y los AGV's.

Es importante mencionar que los pretratamientos que contaron con una mayor cantidad de AGV's fueron los que se sometieron a mayor temperatura.

En la digestión anaerobia, los sustratos suministrados de forma soluble resultaron ser mejores en su degradación.

De esta forma, la parte suspendida (sólida) del sustrato ya no fue aprovechable en el proceso de la digestión.

Además, el pretratamiento 185-20-10 resultó ser el más óptimo, siendo este en el cual existió mayor cantidad de materia disuelta o solubilizada (DOQ_s). De igual forma el que mayor biogás logró producir con una concentración más estable.

Con esto se puede plantear que este tipo de estrategia ayudó a que el digestor mantuviera un pH estable, así como una cantidad de AGV's y nitrógeno amoniacal regular durante todas las fases.

Referencias bibliográficas

1. Amador Díaz, A., Veliz Lorenzo, E. & Bataller Venta, M. (2015) *Tratamiento de lodos, generalidades y aplicaciones*. Revista CENIC. Ciencias Químicas, 46: 1-10.
2. Appels, L., Baeyens J., Degève, J. & Dewil R. (2008) *Principles and potencial of the anaerobic digestion of waste-activated sludge*. Progress in Energy and Combustion Science. 34:755-781.
3. Ariesyadi, H.D., Tsukasa, Ito, T. & Okabe, S. (2007) *Functional bacterial and archaeal community structures of major trophic groups in a full-scale anaerobic sludge digester*. Water Research. 41: 1554-1568.
4. Bajpai, P. (2017). *Basics of Anaerobic Digestion Process*. SpringerBriefs in Applied Sciences and Technology, 7–12.
5. Barba Ho & Luz E. (2002) *Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros de medición*. Universidad de Valle. Colombia.
6. Baroutian, S., Smit A., Andrews, J., Young, B. & Gapes D. (2014) *Hydrothermal degradation of organic matter in municipal sludge using non-catalytic wet oxidation*. Chemical Engineering Journal. 260:846-854.
7. Bermúdez, J.J., Canovas, M. & Manjon, A., Iborra & Howell, J. A. (1988) *La digestión anaerobia*. Murcia. Universidad de Murcia. Secretariado de publicaciones. pp 11-13.
8. Bermúdez-Penabad, Noela, Kennes, Christian & Veiga, Maria, C. (2017) *Anaerobic digestion of tuna waste for the production of volatile fatty acids*. Waste Management.
9. Cabeza de Vaca Inclán, Francisco A. (2008) *Digestión anaerobia de lodos residuales usando un reactor de manto de lodos no convencional (Tipo UASB)*. Instituto de ingeniería, UNAM, México.
10. Campos, Elena & Flotats, Xavier (2004) *Procesos biológicos: La digestión anaerobia y el compostaje*. Consulta: junio 2, 2018. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/304771327_Procesos_biologicos_La_digestion_anaerobia_y_el_compostaje.
11. Campos Pozuelo & Antonia E. (2001) *Optimización de la digestión anaerobia de purines de cerdo mediante co-digestión con residuos orgánicos de la industria agroalimentaria*. Universitat de Lleida. Lleida, España. pp 23-24.

12. Cao Y. & Pawlowski A. (2012) *Sewage sludge-to-energy approaches based on anaerobic digestion and pyrolysis: Brief overview and energy efficiency assessment*. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 16:1657-1665.
13. Castrejón, A., Barrios, J., Jiménez, B., Maya, C., Rodríguez, A. & González, A. (s.f) *Evaluación de la calidad de lodos residuales en México*. Instituto de Ingeniería Grupo de tratamiento y Reuso. UNAM. México.
14. Cavinato, C., Ugurlu, A., de Godos, I. & Kendir, E. & Gonzalez-Fernandez, C. (2017) *Biogas production from microalgae*. Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts. 155-176.
15. Chen Ye, Cheng Jay J. & Creamer Kurt S. (2007) *Inhibition of anaerobic digestion process: A review*. Bioresource Technology 99:4044-4064.
16. Chiva, S., Berlanga, J., Martínez, R. & Climent, J. (2018) *Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia*. Castelló de la Plana: Publicaciones de la Universitat Jaume. España.
17. Clesceri, L., Greenberg, A. & Eaton, A., (1999) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American public.
18. CONAGUA (2015) *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. SEMARNAT, México.
19. CONAGUA (2017) *Numeragua*. México.
20. CONAGUA (s.f) *Introducción al tratamiento de aguas residuales municipales*. SEMARNAT, México.
21. CONAGUA. (2007) *Guía para el manejo, tratamiento y disposición de lodos residuales de plantas de tratamiento municipales*. SEMARNAT, México.
22. De la Torre Caritas, Nadia (2008) *Digestión anaerobia en comunidades rurales* (Tesis de posgrado). Universidad Carlos II de Madrid Escuela Politécnica superior.
23. Debellefontaine Hubert & Foussard Jean Noël (2000). *Wet air oxidation for the treatment of industrial wastes. Chemical aspects, reactor design and industrial applications in Europe*. Waste Management 20 15-25. Consulta: diciembre 20, 2017. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd43/jean.pdf>.
24. Dewil, R., Mantzavinos D., Poullos, I. & Rodrigo, M. (2017) *New perspectives for Advanced Oxidation Processes*. Journal of Environmental Management. 195:193-99.

25. Díaz, C. A., Amell, A. A. & Suárez, J. L. (2008) *Comparison of combustion properties of simulated biogas and methane.*, *Ciencia Tecnología y Futuro*, 3:227-238.
26. Díaz-Báez, Consuelo M., Espita Vargas, Sandra E. & Molina Pérez, Francisco (2002) *Digestión anaerobia una aproximación a la tecnología.* Instituto de biotecnología. Universidad nacional de Colombia. Colombia. pp 27-30.
27. Dohanyos, M., Zabranska, J., Kutil, J. & Jenicek, P. (2004) Improvement of anaerobic digestion of sludge, *Water Science & Technology*. 49 (10): 89–96.
28. Domènech, X., Jardim, W. & Littler, M. (2004) *Procesos de oxidación para la eliminación de contaminantes.* Consulta: junio 9, 2018. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/237764122_Procesos_avanzados_de_oxidacion_para_la Eliminacion_de_contaminantes.
29. Fytli, D., & Zabaniotou, A. (2008) *Utilization of sewage in EU application of old and new methods: A review.* *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 12:116-140.
30. Fernandez-Polanco, F., Velazquez, R., Perez-Elvira, S.I., Casas, C., del Barrio, D., Cantero, F.J., Fdz-Polanco, M., Rodríguez, P., Panizo, L., Serrat, J. & Rouge, P. (2008) *Continuous thermal hydrolysis and energy integration in sludge anaerobic digestion plants.* *Water Science & Technology* 57(8): 1221–1226.
31. García-Caro, Andreu L. (2013) *Estudio del comportamiento del tratamiento anaerobio de fangos ante modificaciones del pH.* Universitat Politècnica de València. València, España. pp 8-10.
32. Gibson, G. (1990) *Physiological and ecology of the sulfate-reducing bacteria.* *Journal Applied Bacteriology*, 69:769-797.
33. Glaze, H., Kang, J. & Chapin, D. (1987) *The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide an UV-radiation.* *Ozone Science & Engineering*. 9: 335-352.
34. Hanjie, Z. (2010) *Sludge treatment to increase biogas production.* Trita-LWR Degree Project 10-20.
35. Heimbuch, J. & Wilhelmi, A. (1984) *Wet air oxidation- a treatment means for aqueous hazardous waste streams.*
36. Hernández Muñoz, A. (2001) *Depuración y desinfección de aguas residuales.* Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Quinta edición. España.

37. Hill, K., Baroutian, S., Parthasarathy, R., Gapes, D & Eshtiaghi, N. (2013) *A review of wet air oxidation and Thermal Hydrolysis technologies in sludge treatment*. Bioresource Technology. 155: 289-299.
38. Hungate, R.E. (1969) *A roll tube for cultivation of strict anaerobies*. Norrisj.R and ribbons D. W. Methods Microbiol. Academic Press. New York. 3B:117-132.
39. Instituto para la Diversificación de Ahorro de la Energía. (2007) *Biomasa: Digestores anaerobios*, BESEL, S.A, Madrid.
40. Jain, Siddharth, Jain, Shivani, Wolf Ingo T., Lee, Jonathan & Tong, Yen W. (2015) *A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste*. Renewable and sustainable Energy Reviews 52: 142-154.
41. Johansen, A., Nielsen, H.B., Hansen, C.M., Andreasen, C., Carlsgart, J., Hauggard-Nielsen, H. & Roepstorff, A. (2013). *Survival of weed seeds and animal parasites as affected by anaerobic digestion at meso- and thermophilic conditions*. Waste Management, 33:807-812.
42. Kothari, R., Pandey, A., Kumar, S., Tyagi, V., & Tyagi, S. (2014). *Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 174-195.
43. Limón, Juan G. (2013) *Los lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales, ¿Problema o recurso?* Guadalajara, México.
44. López Cabanes, José M. (1989) *Digestión anaerobia de lodos de depuradora. Etapas controlantes y cinética del proceso*. Universidad de Alicante. Alicante España. pp 31-33.
45. López Hernández, J. Eduardo, Ramírez Higareda, Benly, Gomes Cabral C. Bayer, & Morgan-Sagastume J. Manuel. (2017). *Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales*. GIZ, SENER, SEMARNAT, CONAGUA. pp.17-45.
46. Lorenzo, Y. & Obaya, M. (2005) *La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte 1*. ICDCA sobre los derivados de la caña de azúcar. 34(1):35-48.
47. MAGRAMA (2015) *Lodos de depuración de aguas residuales*. Calidad y Evaluación Ambiental. Prevención y Gestión de Residuos.
48. Malina, J. F. & Pohland, F. G. (1992). *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. Technomic Publishing Co. USA., 167-207.

49. Mara, D. & Horan, N.J. 2003. *The handbook of water and wastewater microbiology*. Academic Press. U.K.
50. Martí, Ortega Nuria (2002) *Phosphorous precipitation in Anaerobic Digestion process*. Universal publishers.
51. Mendoza Pacheco, César A. (2015) *Digestión anaerobia en vía seca- Diseño de tratamiento de Fangos generados en estación depuradora de aguas residuales*. Universidad de Valladolid. Valladolid, España pp 3-4.
52. Montalvo S., Vielma, S., Borja, R., Huiliñir, C. & Guerrero, L. (2018) *Increase in biogas production in anaerobic sludge digestion by combining aerobic hydrolysis and addition of metallic waste*. *Renewable Energy*. 123: 541-548.
53. Montes Carmona, María E. (2008) *Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás*. Universidad Politécnica de Madrid. España pp 20-26.
54. Morgan-Sagastume, F., Pratt, S., Karlsson, A., Cirne, D., Lant, P. & Werker, A. (2011) *Production of volatile fatty acids by fermentation of waste activated sludge pre-treated in fullscale thermal hydrolysis plants*. *Bioresource Technology* 102:3089–97.
55. Oosterhuis, M., Ringoot, D., Hendriks, A. & Roeleveld, P. (2014) *Thermal hydrolysis of waste activated sludge at Hengelo Wastewater Treatment Plant, The Netherlands*. *Water Science & Technology* 70:1–7.
56. Oude Elferink, Stefanie, Visser, André, Pol, Hulshoff & Stams, A. (1994). *Sulfate reduction in methanogenic bioreactors*. *FEMS Microbiology Reviews* 15:119-136
57. Oropeza García, Norma (2006). *Lodos residuales: estabilización y manejo*. Caos Conciencia. Universidad de Quintana Roo. Quintana Roo, México. pp. 61-67.
58. Padoley, K.V., Tembhekar, P.D., Sarachandra, T., Pandit, A.B., Pandey, R.A. & Mudliar, S.N. (2012) *Wet air oxidation a pretreatment option for selective biodegradability enhancement and biogas generation potencial from complex effluent*. *Bioresource technology*. 120:157-164.
59. Pilli, S., More, T., Yan, S., Tyagi, R.D. & Surampalli. R.Y. (2015) *Anaerobic digestion of thermal pre-treated sludge at different solids concentrations- Computation of mass-energy balance and greenhouse gas emissions*. *Journal of Environmental Management* 157:250–61.
60. Pine, M.J. (1971) *The methane fermentations*. Anaerobic biological treatment processes. *Advances in Chemistry*. American Chemical Society: Washington, DC.

61. Rodríguez Morales, José A., Ventura Ramos, Eusebio, López Velarde, Mónica, & Pérez Moreno, Víctor (2017) *Obtención de biogás a partir de lodos de plantas de tratamiento de aguas mediante la digestión anaerobia mesofílica*. Revista de Energía química y física. 4(12): 34-43.
62. Rojas Remis, R. & Mendoza Espinoza, L. (2012) *Utilización de biosólidos para la recuperación energética de México*. Producción + Limpia. 7(2): 74-94.
63. Rose, Paul M, Mckay, Kevin J, Tallon, Stephen J, Catchpole, Owen J & Mollenhauer, Thomas (2012) *Wet air oxidation of wastewater sludge*. Chemeca 2012: Quality of life through chemical engineering. Wellington, New Zealand. 953-960.
64. Rubio, A., Chica, E. & Peñuel, G. (2014) *Aplicación del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales de origen petroquímico*. Ingeniería y competitividad. 6(2): 211-223.
65. Ruíz, Isabel, Álvarez J., Álvarez, Antonio & Soto, Manuel. (2014) *El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica*. Universidade da Coruña, España.
66. Samani Majd S., Andoli, Mohammad. A., Karbassi, Abdolreza, Pourzamani, Hamid R. & Rezaee, Masound (2017) *Effect of Physical and Chemical Operating Parameters on Anaerobic Digestion of Manure and Biogas Production: A Review*. J Environ Health Sustain Dev. 2017 2(1): 235-47.
67. Secretariado Alianza por el Agua (s.f.). *Manual de depuración de aguas residuales urbanas*. Perú. Ideasamares. pp. 39-42.
68. Siemens (2011) *Wet air oxidation system: The cleanest way to treat the dirtiest water*. Siemens Water Technologies.
69. Singh. R. P. & Agrawal, M. (2008) *Potential benefits and risk of land application of sewage sludge*. Waste Management 28:347-358.
70. Stafford, D. A (1974) *Methane production from waste effluent treat*. J. Bacteriol 14(2):73.
71. Summer, R., & S. Bousfield. (1976) *Practical aspects of anaerobic digestion*. Process Biochem. 11(5):3
72. Tembhekar, P.D., Padoley, K.V., Mudliar, S.L. & Mudliar, S.N. (2015) *Kinetics of wet air oxidation pretreatment and biodegradability enhancement of a complex industrial wastewater*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 3(1):339-348.

73. Terreros Mecalco, J., Olmos Dichara, A., Noyola Robles, A., Ramírez Vives, F. & Monroy Hermosillo, O. (2009) *Digestión anaerobia de lodo primario y secundario en dos reactores UASB en serie*. Revista Mexicana de Ingeniería Química. 8(2):153-161.
74. Torres, Patricia (2012) *Perspectivas del tratamiento anaeróbico de aguas residuales domesticas en países en desarrollo*. Revista EIA 18:115-129.
75. Tungler Antal, Szabados Erika & Hosseini Arezoo M. (2015). *Wet Air Oxidation of Aqueous Wastes*. *Wastewater Treatment Engineering*, Associate Prof. Mohamed Samer. InTech, Consulta: septiembre 18, 2017 Disponible en: <https://www.intechopen.com/books/wastewater-treatment-engineering/wet-air-oxidation-of-aqueous-waste>.
76. Valles, S., Flors, A. & Lequerica, J.L. (1980) *Producción de metano por fermentación anaerobia. I. Descripción del proceso (digestión metánica de los residuos agrícolas, agroindustriales y urbanos)*. Revista Agroquímica y Tecnología de alimentos. España. 20(2):189-208.
77. Vavilin, V.A., Fernández, B., Palatsi, J. & Flotats, X. (2008) *Hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic material: An overview*. Waste Management. 28 (6): 939-951.
78. S. Mishra, Vedprakash & V. Mahajani, Vijaykumar & B. Joshi, Jyeshtharaj. (1995). *Wet Air Oxidation*. Industrial & Engineering Chemistry Research. 34: 2-48.
79. Viguera S., Zafra, G., García, M., Martínez, M. & Pérez, J. (2013) *Efecto del pretratamiento sobre la biodegradabilidad anaerobia de los lodos y calidad microbiológica de lodos residuales secundarios*. Revista Mexicana de Ingeniería Química. 12(2): 293-301.
80. Weber Bernd, Rojas Oropeza Marcelo, Torres Bernal Miguel & Pampillón González Liliana (2012) *Producción de biogás en México. Estado actual y perspectivas*. Red Mexicana de Bioenergía, A.C, CT (5) pp 8-12.
81. Wilson, C.A., Tanneru, C.T., Banjade, S., Murthy, S.N. & Novak, J.T. (2011) *Anaerobic digestion of raw and thermally hydrolyzed Wastewater solids under various operational conditions*. Water Environment Research 83:815–25.
82. Xue, Y.G., Liu, H.J., Chen, S., Dichtl, N., Dai, X.H. & Li, N. (2015) *Effects of thermal hydrolysis on organic matter solubilization and anaerobic digestion of high solid sludge*. Chemical Engineering Journal 264:174–80.
83. Zabranska, J., Dohanyos, M., Jenicek, P., Kutil, J. & Cejka, J. (2006) *Mechanical and rapid thermal disintegration methods of enhancement of biogas production- Ful scale*

applications, in: IWA Specialized conference: Sustainable sludge management: state of the art, challenges and perspectives, Moscow, Russia.

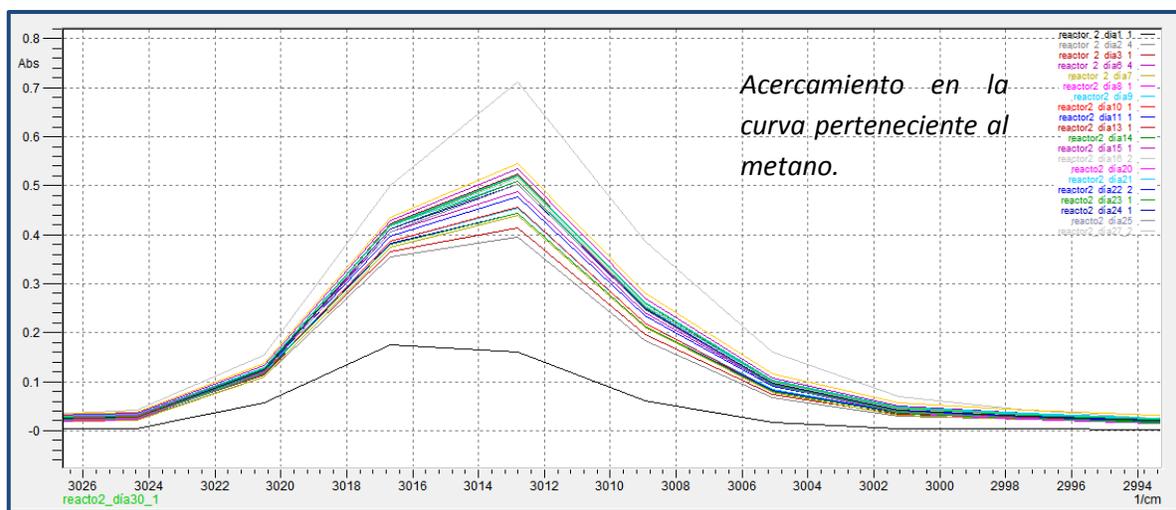
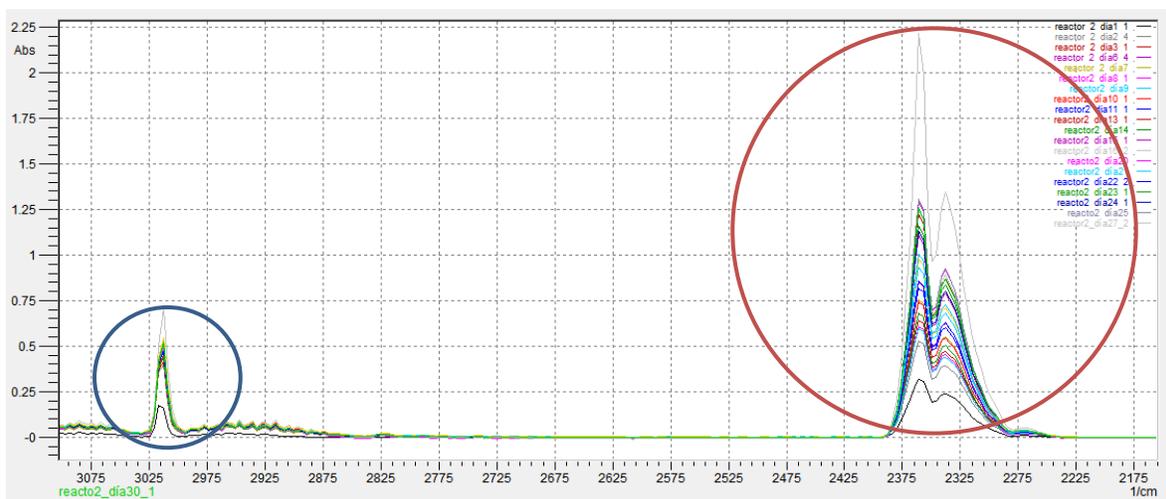
84. Zhang, Quanguo, Hu, Jianjun, Lee & Duu-Jong. (2016) *Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates*. Renewable Energy 98:108-119
85. Zhen, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y. & Li, Y. (2017) *Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, fullscale application and future perspectives*. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 69: 559-577.
86. Zoetemeyer, R. J., Van den Heuvel, J. C. & Cohen, A. (1982). *pH influence on acidogenic dissimilation of glucose in an anaerobic digester*. Water Research.16:303-311.

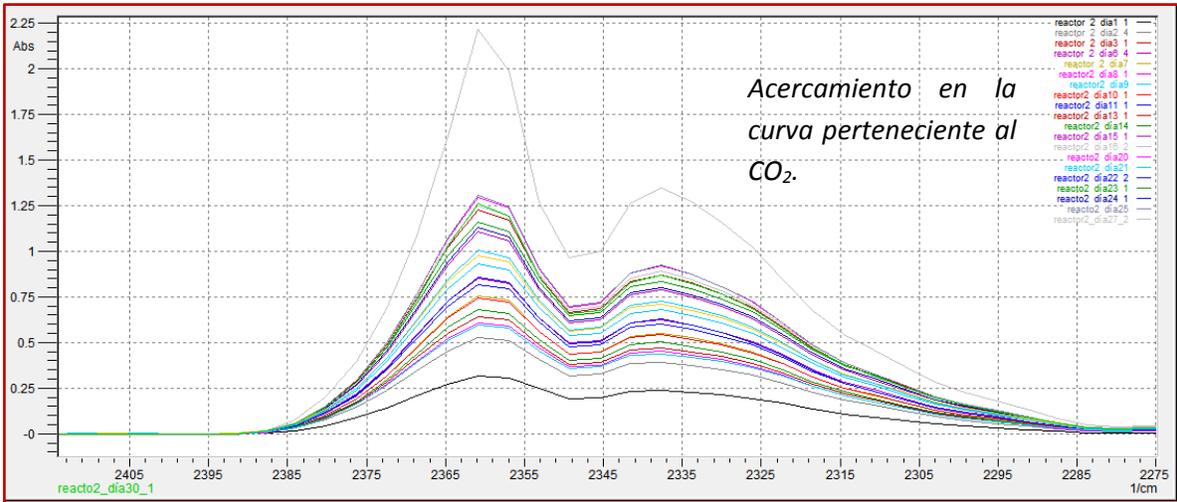
ANEXOS

Anexo 1. Valores de los ST, SV y DQOs iniciales (sustratos) y finales (digestatos) de cada fase experimental.

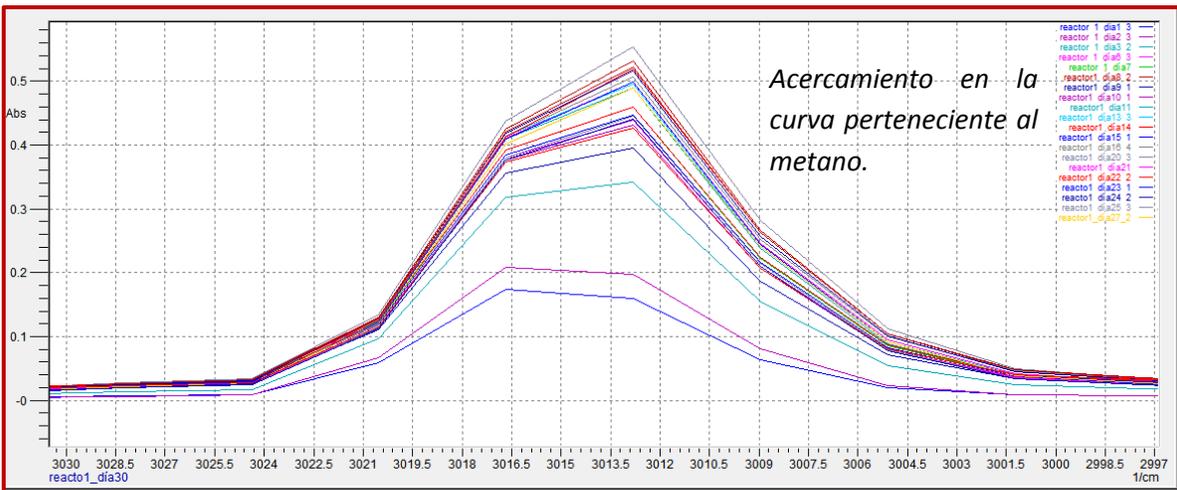
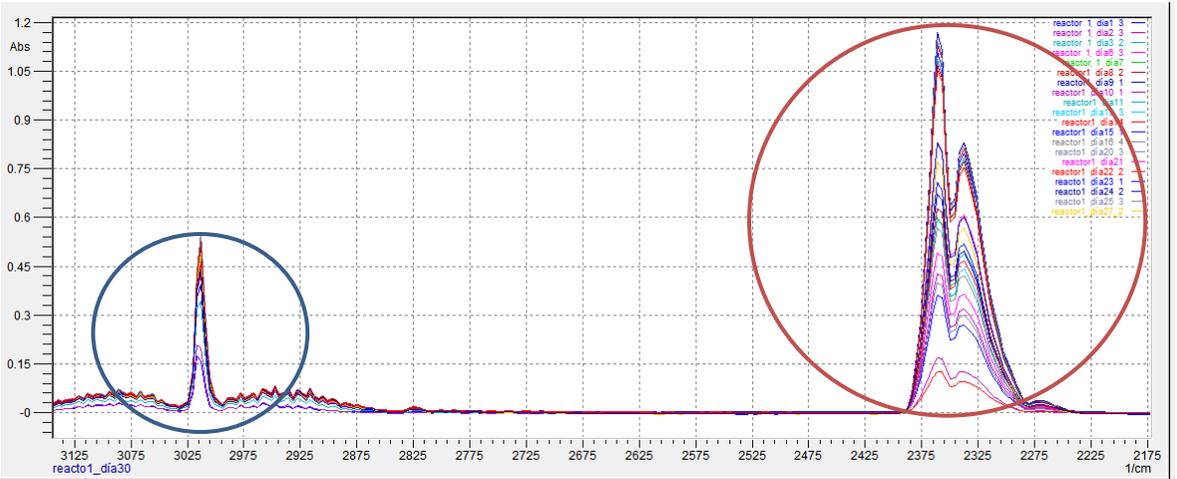
Parámetro	Muestra									
	Sustrato				Digestato					
	Pretratamientos				Primera fase (soluble)		Segunda fase (soluble)		Tercera fase (disuelta)	
[g/L]	115-20-0	115-20-10	185-20-0	185-20-10	185-20-0	185-20-10	115-20-10	185-20-10	115-20-10	185-20-10
ST	15.86	15.09	15.56	13.29	3.57	3.68	2.46	2.85	7.66	7.57
SV	8.75	8.76	9.07	7.99	2.18	2.25	1.64	1.87	4.50	4.30
DQO soluble	1.38	1.78	5.15	5.36	1.29	1.69	0.78	1.68	0.64	2.17

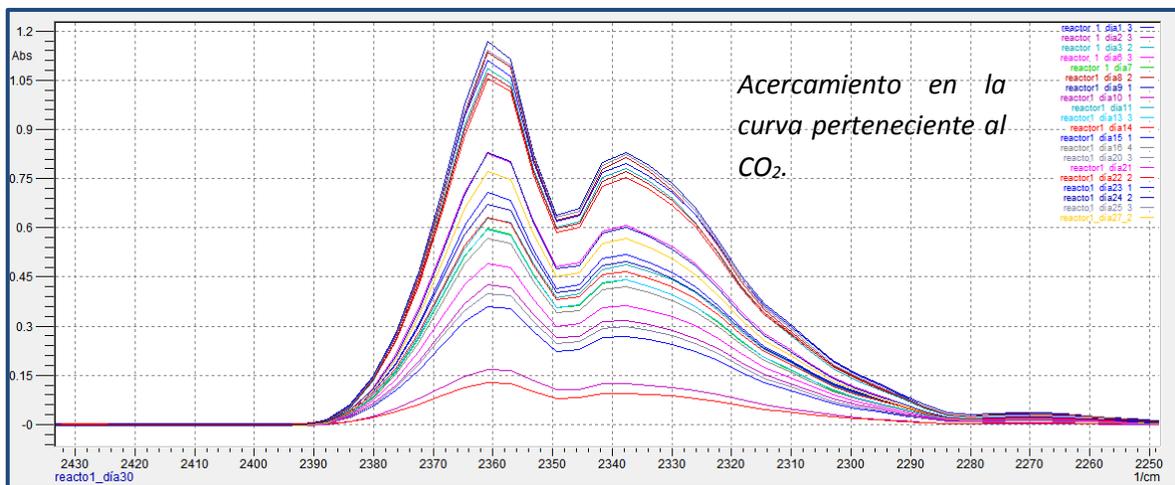
Anexo 2. Espectros infrarrojos durante fase de arranque, día 1 al 30 (Reactor 1).



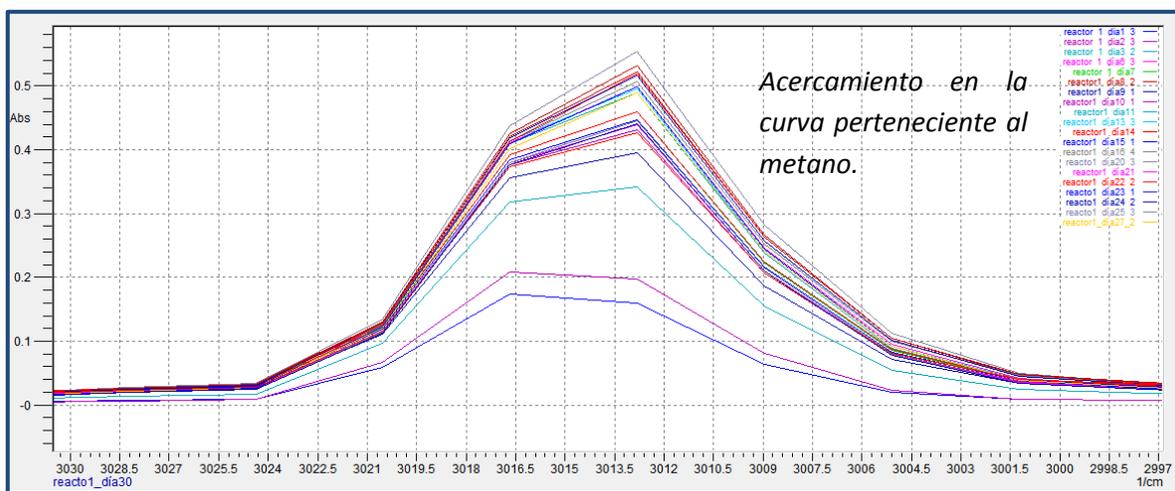
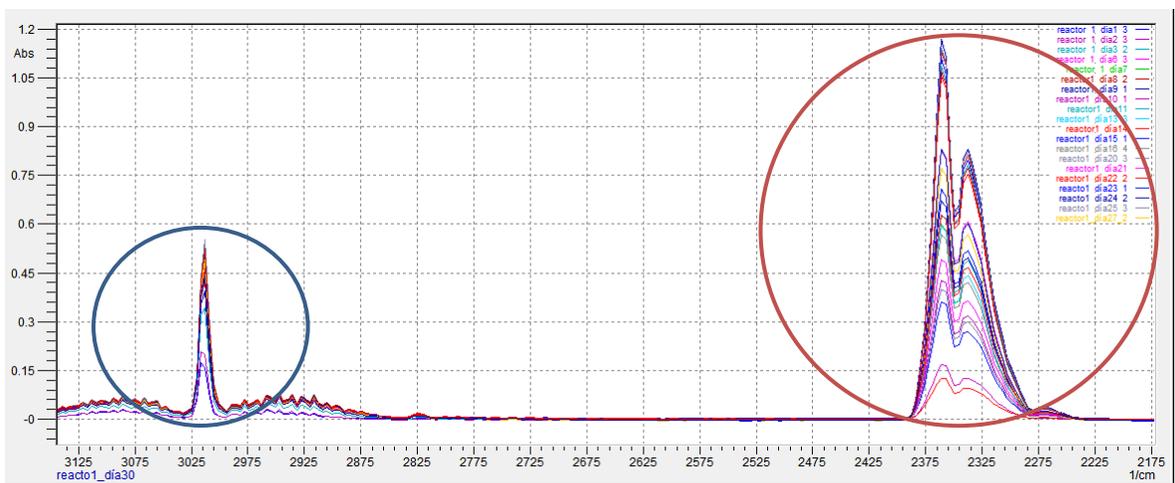


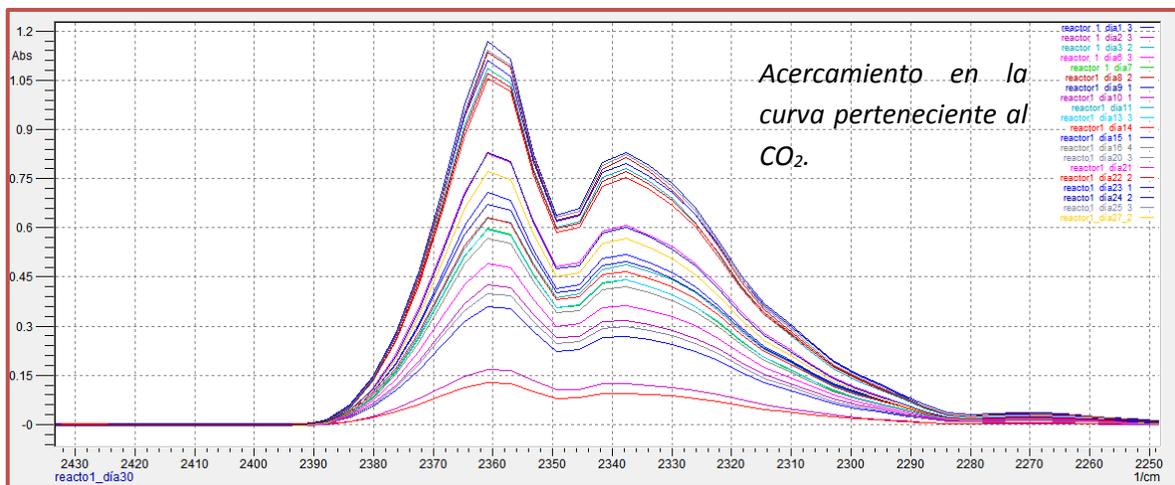
Anexo 3. Espectros infrarrojos durante fase de arranque, día 1 al 30 (Reactor 2).



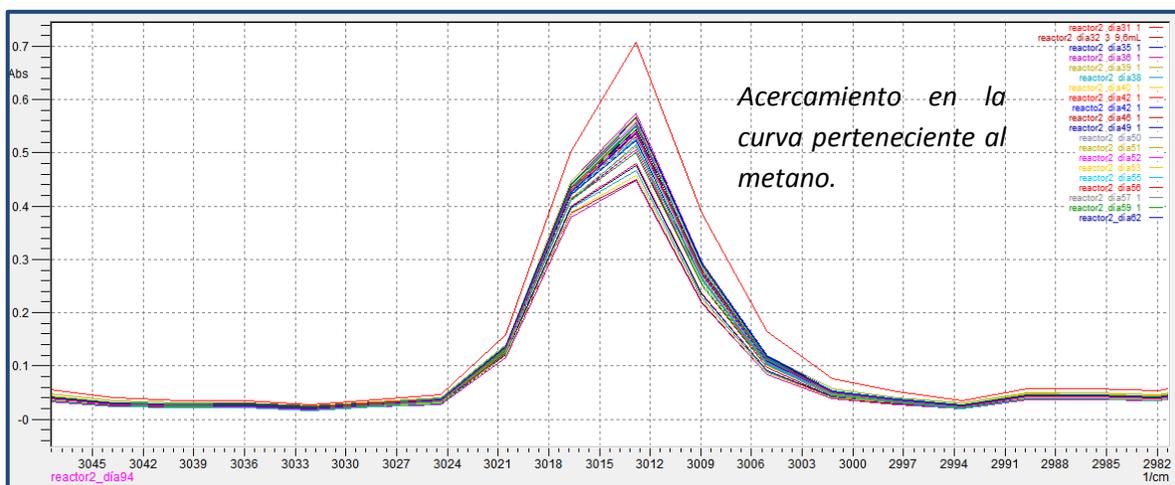
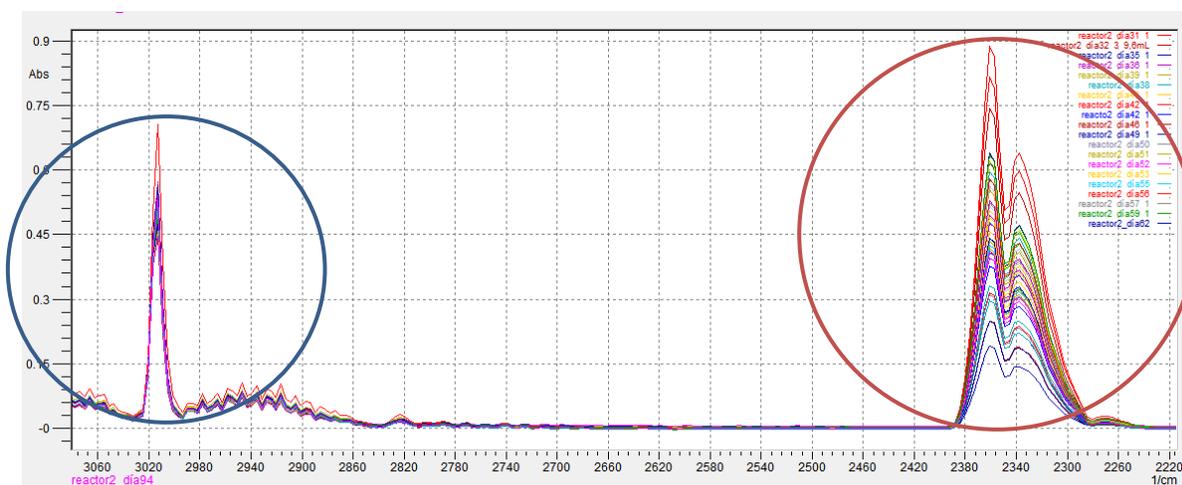


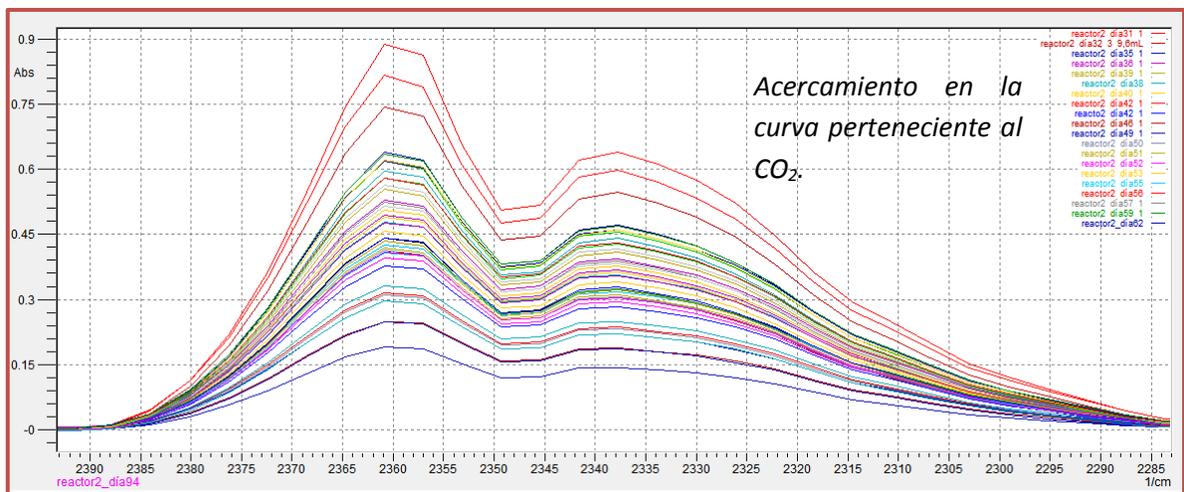
Anexo 4. Espectros infrarrojos durante la primera fase, día 31 al 98 (Reactor 1).



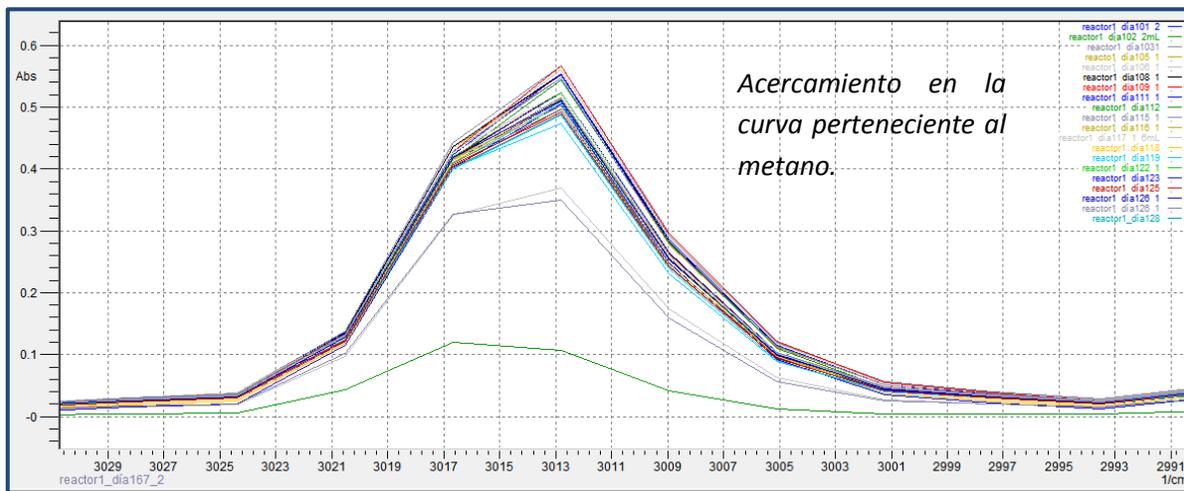
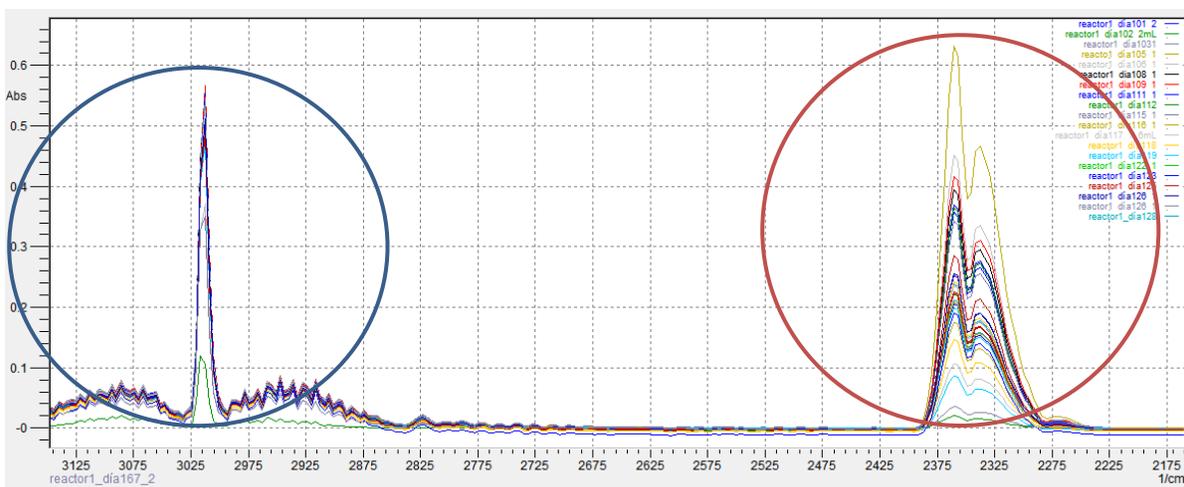


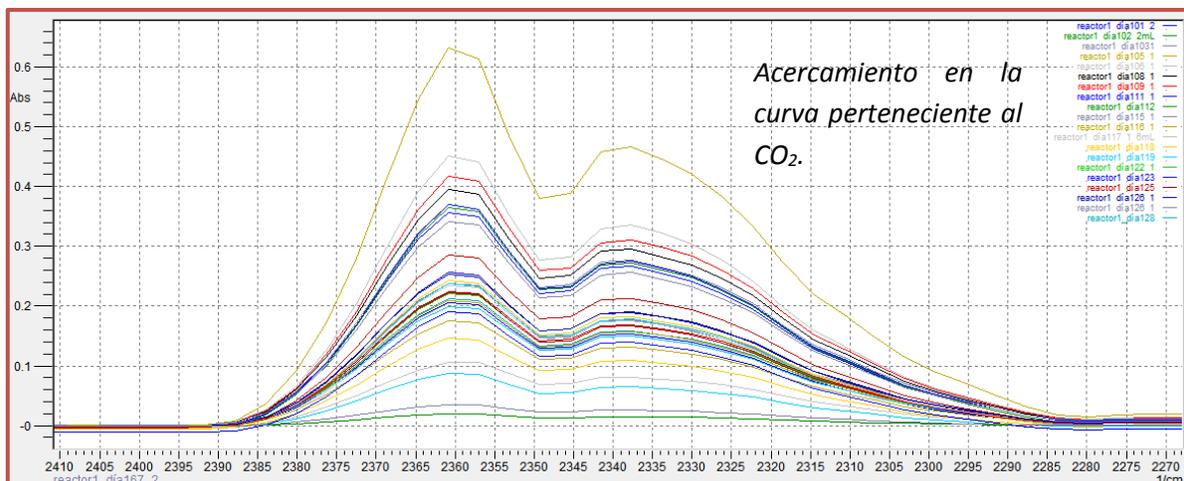
Anexo 5. Espectros infrarrojos durante la primera fase, día 31 al 98 (Reactor 2).



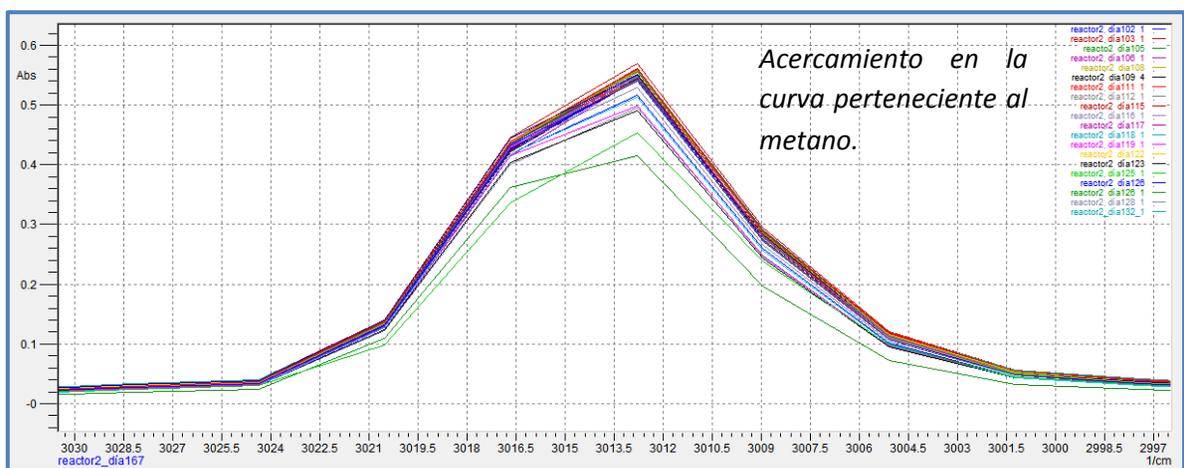
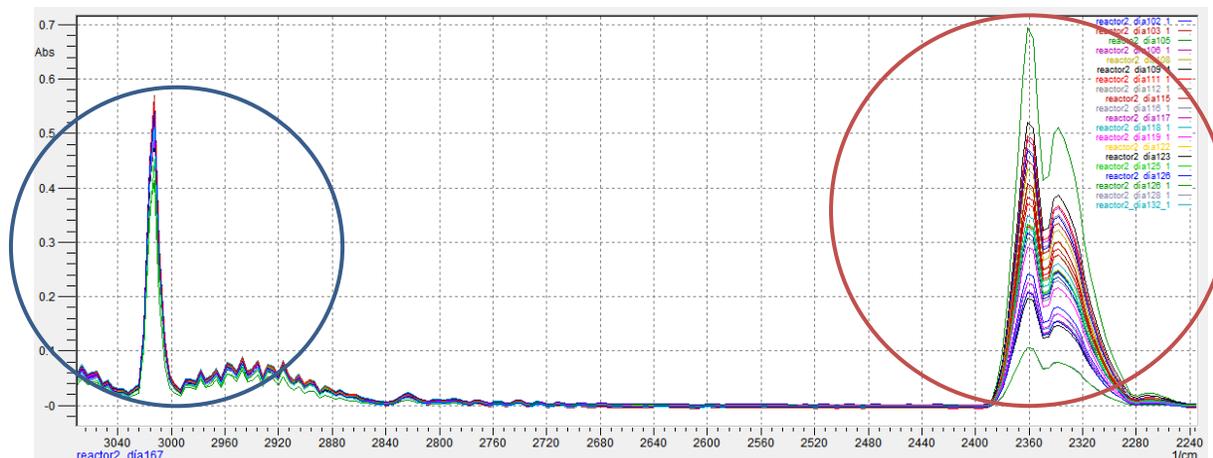


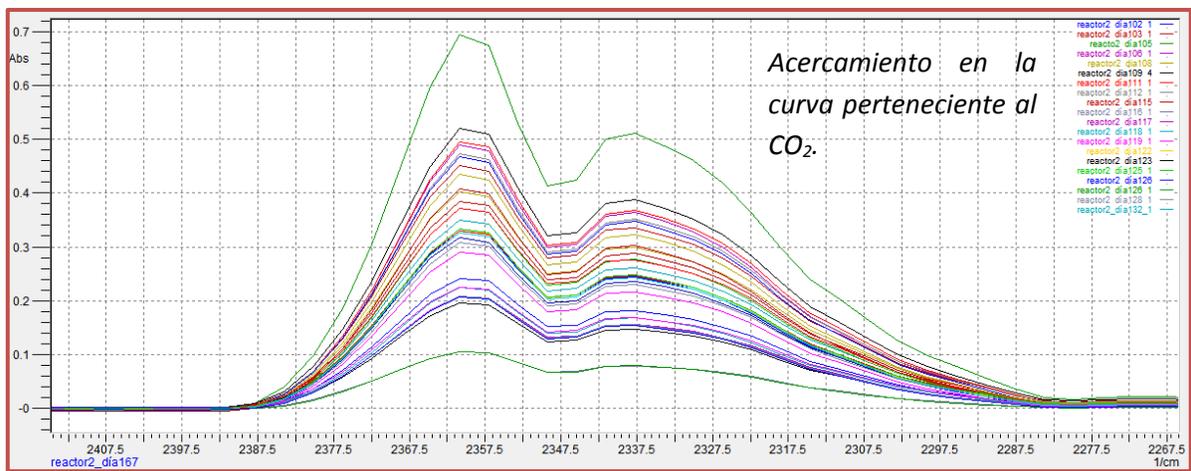
Anexo 6. Espectros infrarrojos durante la segunda fase, día 98 al 164 (Reactor 1).



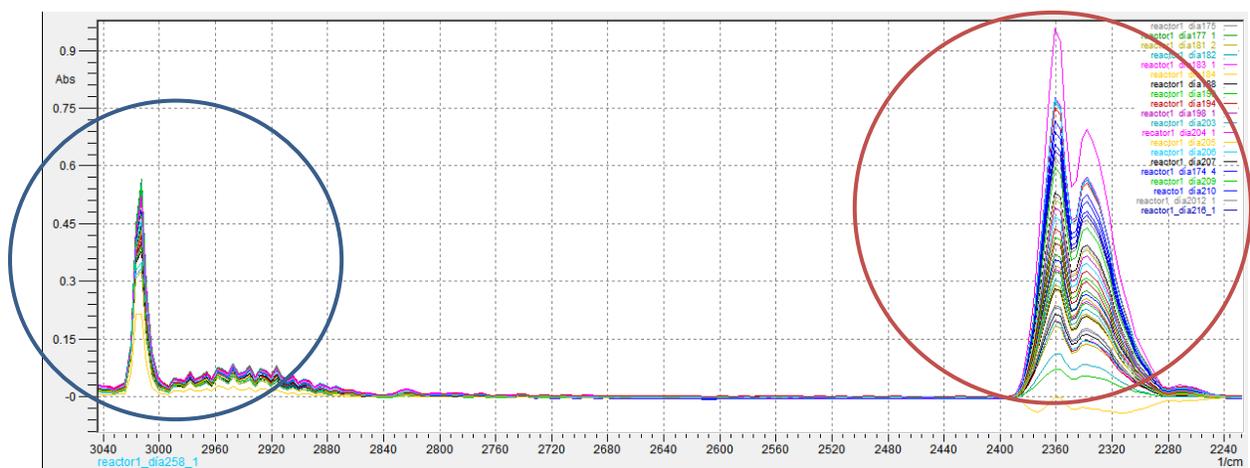


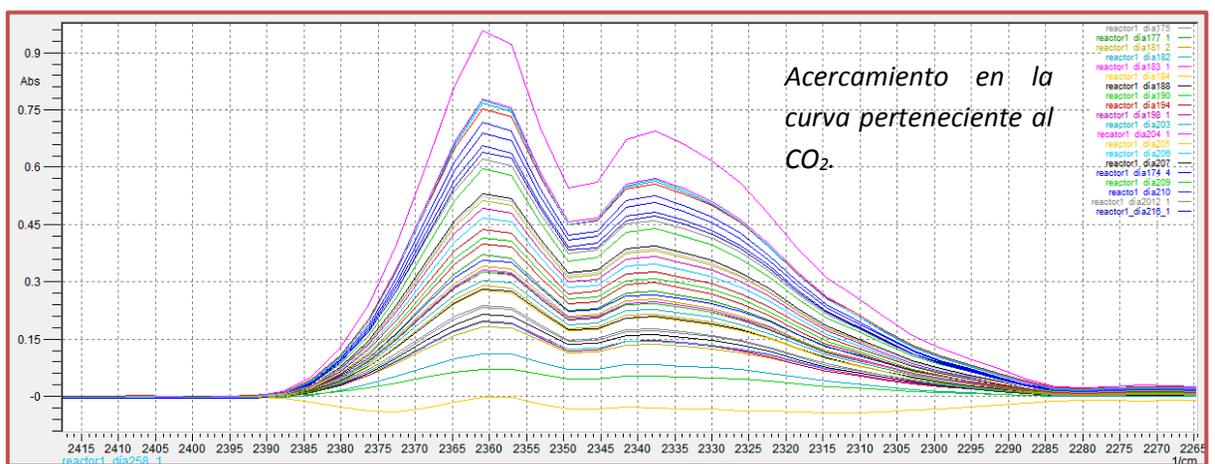
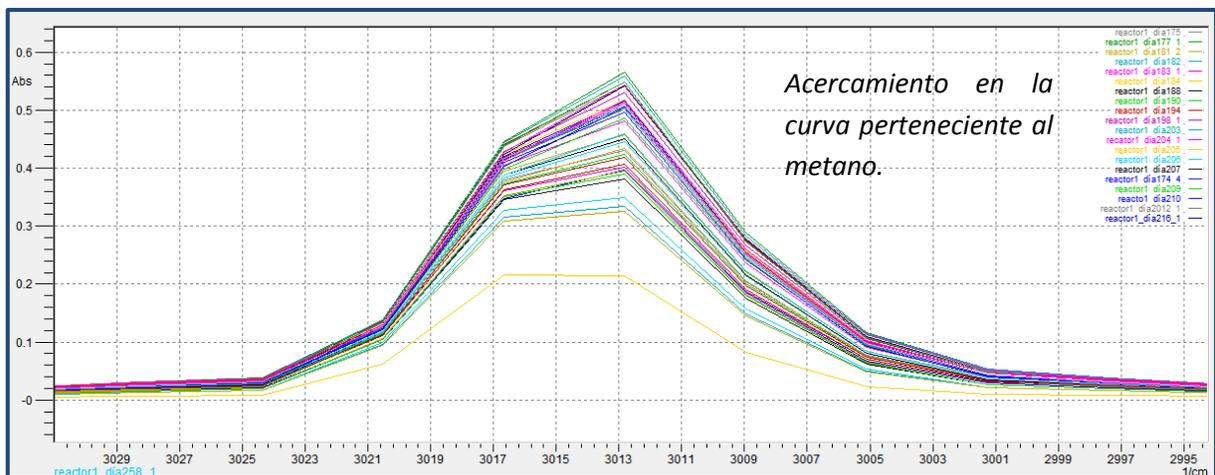
Anexo 7. Espectros infrarrojos durante la segunda fase, día 98 al 164 (Reactor 2).





Anexo 8. Espectros infrarrojos durante la tercera fase, día 174 al 250 (Reactor 1).





Anexo 9. Espectros infrarrojos durante la tercera fase, día 174 al 250 (Reactor 2).

