

EVALUACIÓN DE UN SISTEMA BIOLÓGICO A ESCALA
PILOTO LABORATORIO PARA LA REMOCIÓN DE
MATERIA ORGANICA DEL LIXIVIADO DEL RELLENO
SANITARIO DE BUCARAMANGA

YASMIN MADELEYNE MORENO MORENO

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERIA FISICOQUIMICAS
MAESTRIA EN INGENIERIA QUIMICA
BUCARAMANGA

2005

EVALUACIÓN DE UN SISTEMA BIOLÓGICO A ESCALA
PILOTO LABORATORIO PARA LA REMOCIÓN DE
MATERIA ORGANICA DEL LIXIVIADO DEL RELLENO
SANITARIO DE BUCARAMANGA

YASMIN MADELEYNE MORENO MORENO

Trabajo de Grado para optar el titulo de Msc en Ingeniería Química

Director

EDGAR FERNANDO CASTILLO

PHD en Ingeniería Química

Codirector

ASTRID LORELY PIMIENTA

Msc en Biotecnología Industrial

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERIA FISICOQUIMICAS
MAESTRIA EN INGENIERIA QUIMICA
BUCARAMANGA

2005

EVALUACIÓN DE UN SISTEMA BIOLÓGICO A ESCALA
PILOTO LABORATORIO PARA LA REMOCIÓN DE
MATERIA ORGANICA DEL LIXIVIADO DEL RELLENO
SANITARIO DE BUCARAMANGA

YASMIN MADELEYNE MORENO MORENO

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERIA FISICOQUIMICAS
MAESTRIA EN INGENIERIA QUIMICA
BUCARAMANGA

2005

EVALUACIÓN DE UN SISTEMA BIOLÓGICO A ESCALA
PILOTO LABORATORIO PARA LA REMOCIÓN DE
MATERIA ORGANICA DEL LIXIVIADO DEL RELLENO
SANITARIO DE BUCARAMANGA

YASMIN MADELEYNE MORENO MORENO

Trabajo de Grado para optar el título de Msc en Ingeniería Química

Director

EDGAR FERNANDO CASTILLO
PHD en Ingeniería Química

Codirector

ASTRID LORELY PIMIENTA
Msc en Biotecnología Industrial

UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERIA FISICOQUIMICAS
MAESTRIA EN INGENIERIA QUIMICA
BUCARAMANGA

2005

A Dios
A mis padres, hermanas,
A Mi esposo y a mi hijo

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mis más sinceros agradecimientos a :

Dr. EDGAR DERNANDO CASTILLO, Director del proyecto de investigación y del Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales de la UIS – CEIAM por su apoyo.

A ASTRID LORELY PIMIENTA y LUDY PATRICIA NIETO por el apoyo incondicional y su colaboración permanente.

A LILIANA HERNANDEZ por su paciencia y comprensión.

A todos y cada una de las personas que colaboraron y me apoyaron en la ejecución de este proyecto.

CONTENIDO

	Página
INTRODUCCION	1
1. MARCO TEORICO	3
1.1 RELLENO SANITARIO	3
1.2 RESIDUOS SÓLIDOS	4
1.3 TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES	7
1.3.1 Proceso Aerobio	10
1.3.2 Proceso Anaerobio	13
1.4 LIXIVIADOS	19
1.4.1 <i>Alternativas de Tratamiento de Lixiviados</i>	23
<u>1.4.1.1 Antecedentes relativos a los tratamientos biológicos para lixiviado</u>	<u>25</u>
2. PLANTEAMIENTO METODOLOGICO	32
2.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	34
2.2 CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO PROVENIENTE DEL RELLENO SANITARIO DE BUCARAMANGA	35
2.2.1 <i>Análisis químico del lixiviado</i>	35
2.2.2 <i>Análisis microbiológico del lixiviado y lodo Aerobio</i>	35
2.3 ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO AEROBIO: LODOS ACTIVADOS	36
2.4 3 ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO ANAEROBIO: REACTOR DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE-UASB	38
3. CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO DEL RELLENOS SANITARIO DE BUCARAMANGA “ EL CARRASCO”.	40
3.1.1 Análisis de la Composición Química.	40
3.1.2 Análisis microbiológico	47
3.1.2.1 <i>Examen en Fresco</i>	47
3.1.2.2 <i>Coloración de Gram</i>	48

3.1.2.3 Recuento de microorganismos por la técnica de recuento en placa (Expresado como u.f.c/mL)	48
3.1.2.4 Aislamiento de bacterias	49
4. RESULTADOS DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO AEROBIO: LODOS ACTIVADOS	54
4.1 PRODUCCIÓN DE LODO ACTIVADO A PARTIR DE LIXIVIADO (Fase 1).	54
4.2 ADAPTACIÓN DEL LODO ACTIVADO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL INSTITUTO COLOMBIANO DEL PETROLEO (ICP) AL LIXIVIADO DEL RELLENO SANITARIO DE BUCARAMANGA .	58
4.3 ESTABLECIMIENTO DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS.	65
4.4 CONSTRUCCIÓN Y MONTAJE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS	68
5. RESULTADOS DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO ANAEROBIO: REACTOR DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE- UASB	73
5.1. SELECCIÓN DEL INOCULO	73
5.2. CONSTRUCCIÓN, MONTAJE Y EVALUACIÓN DEL SISTEMA UASB	75
5.3 ESTABLECIMIENTO DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE -UASB PARA LA TRATABILIDAD BIOLÓGICA DEL LIXIVIADO DEL RELLENO SANITARIO DE BUCARAMANGA.	76
5.4. DETERMINACIÓN DE LAS MEJORES CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE –UASB.	91
6. ANÁLISIS DE BIODEGRADABILIDAD Y MODELO DE APROXIMACIÓN PARA LA ESTIMACIÓN DE LA	96

PRODUCCION DE METANO.	
6.1 MODELO DE APROXIMACION PARA LA ESTIMACION DE LA PRODUCCION DE METANO.	98
8. CONCLUSIONES	102
9. BIBLIOGRAFIA	103

LISTA DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Composición física de los residuos sólidos urbanos en Guatemala, Chile y Estados Unidos de Norteamérica	5
Tabla 2. Composición física de los residuos sólidos urbanos que ingresan al relleno sanitario El Carrasco	6
Tabla 3. Variación promedio en las características fisicoquímicas de los lixiviados con la edad del vertido.	22
Tabla 4. Criterios de selección propuestos para el tratamiento del lixiviado. (Relación de parámetros vs. Edad del Relleno).	24
Tabla 5. Etapas desarrolladas en el proceso de lodos activados	36
Tabla 6. Etapas desarrolladas en el proceso de manto de lodos de flujo ascendente UASB	39
Tabla 7. Principales compuestos orgánicos encontrados en el estudio de cromatografía (GC/MS) al lixiviado generado en “El Carrasco”.	41
Tabla 8. Concentración de los principales metales encontrados en el lixiviado de “ El Carrasco”.	42
Tabla 9. Parámetros de calidad del agua realizados al lixiviado que se produce en el sitio de disposición final el “Carrasco”.	43
Tabla 10. Rasgos macroscópicos y microscópicos de las cepas bacterianas aisladas en Agar Lixiviado del lixiviado.	49
Tabla 11. Rasgos macroscópicos y microscópicos de las cepas bacterianas aisladas en Agar Nutritivo preparado con lixiviado del Lixiviado.	50
Tabla 12 . Rasgos macroscópicos y microscópicos de las cepas bacterianas obtenidas en Agar Lixiviado del lodo.	50
Tabla 13. Rasgos macroscópicos y microscópicos de las	50

cepas bacterianas obtenidas en Agar Nutritivo preparado en lixiviado del lodo.	
Tabla 14. Identificación de Microorganismos Aerobios en las muestras de lodo y lixiviado sembradas en agar nutritivo.	51
Tabla 15. Identificación de Microorganismos Aerobios en las muestras de lixiviado.	51
Tabla 16. Identificación de Microorganismos aerobios en las muestras de lodo y lixiviado.	52
Tabla 17. Concentraciones de DQO alimentado para la etapa B.	62
Tabla 18. Comportamiento del volumen de lodo en las tres fuentes nutricionales.	63
Tabla 19. Concentración de oxígeno disuelto a las diferentes concentraciones de carga orgánica.	70
Tabla 20. Parámetros Fisicoquímicos evaluados a los lodos anaerobios utilizados como inóculo.	73
Tabla 21. Evaluación de la Actividad Metanogénica.	73
Tabla 22. Parámetros fisicoquímicos del lodo durante la etapa de aclimatación.	76
Tabla 23. Las concentraciones de DQO del lixiviado	77
Tabla 24. Resultados operacionales de la segunda fase	79
Tabla 25. resultados operacionales de la tercera fase	79
Tabla 26. Periodo operacional del reactor UASB después de lograr la estabilización	89
Tabla 27. Rendimiento de metano	90
Tabla 28. Porcentaje de remoción de la DQO, SST y SSV a los diferentes tiempos de retención hidráulicos, Proceso UASB.	93
Tabla 29. Volumen de metano experimentalmente y mediante el modelo bioquímico.	99
Tabla 30. Velocidad de crecimiento microbiano	100

experimental

Tabla 31. Velocidad de consumo de sustrato

101

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Esquema general del sistema aerobio de Lodos activados.	11
Figura 2. Sistema de Lodos Activados a escala industrial	12
Figura 3. Esquema de la digestión anaerobia de materiales poliméricos	15
Figura 4. Esquema General del proceso Anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente – UASB.	16
Figura 5. Reactor UASB a escala industrial.	17
Figura 6. Esquema general de un sistema biológico .	17
Figura 7. variación de la concentración de un lixiviado con el tiempo.	21
Figura 8. Metodología empleada para evaluar sistemas de tratamiento biológico para la remoción de carga orgánica del lixiviado	33
Figura 9. Diagrama de Flujo para la Experimentación del Sistema de tratamiento aerobio: Lodos Activados.	37
Figura 10. Diagrama de Flujo de la Experimentación del Sistema Anaerobio.	38
Figura 11. Apariencia de los Microorganismos utilizando coloración de Gram.	48
Figura 12. Esquema del reactor empleado en la producción de lodo a partir del lixiviado	55
Figura 13. Esquema del reactor aerobio en batch para la adaptación del lodo a las condiciones del lixiviado.	58
Figura 14. Esquema de la planta piloto laboratorio del sistema de lodos activados.	69
Figura 15. Sistema de distribución de aire en el reactor de	69

lodos activados.

Figura 16. Reactor UASB para el tratamiento de lixiviado. 75

Figura 17. gasómetro 76

Figura 18. Diagrama para un reactor de mezcla completa
sin recirculación. 103

LISTA DE GRAFICAS

	Página
Gráfica 1. Comportamiento del pH durante los años (2.001-2.003)	44
Gráfica 2 . Relación DBO / DQO obtenidas en los monitoreos realizados al lixiviado entre los años 2.001-2.003.	45
Gráfica 3. Variación de parámetros comunes (DQO, DBO ₅ , y sólidos) del lixiviado entre los años 2.001-2.003.	45
Gráfica 4. Concentración de los parámetros fisicoquímicos para los requerimientos nutricionales del lixiviado del relleno sanitario “El Carrasco”	46
Gráfica 5. Comportamiento de los Sólidos suspendidos totales en los reactores No I y II.	56
Gráfica 6. Comportamiento de los Sólidos suspendidos volátiles en los reactores No I y II.	56
Gráfica 7. Comportamiento de la demanda química de oxígeno en los reactores No I y II.	57
Gráfica 8. Comportamiento del pH en los reactores I Y II	57
Gráfica 9 . Comportamiento del pH en el Lodo.	60
Gráfica 10. Comportamiento del Volumen de Lodo. Proceso Aerobio	60
Gráfica 11. Comportamiento de los Sólidos Suspendidos Totales del lodo. Proceso Aerobio	61
Gráfica 12. Comportamiento de los Sólidos Suspendidos Volátiles del lodo. Proceso Aerobio	61
Gráfica 13. Comportamiento del porcentaje de Remoción de la Demanda Química de Oxígeno. Proceso Aerobio.	61
Gráfica 14. Comportamiento del volumen de lodo a las diferentes concentraciones de lixiviado (DQO).	63

Gráfica 15. Comportamiento de la Demanda química de Oxígeno en los sistemas C_1 y C_2 con el tiempo.	64
Gráfica 16. Comportamiento del volumen de lodo con adición de Melaza (0.25% y 0.5% en peso).	65
Gráfica 17. Comportamiento de la Demanda química de Oxígeno en los sistemas E_1 y E_2 con el tiempo.	66
Gráfica 18. Comportamiento de la demanda química de oxígeno con el tiempo a los diferentes caudales de aire evaluados.	67
Gráfica 19. Comportamiento de DQO a diferentes TRH	69
Gráfica 20. Comportamiento de SST y SSV a diferentes TRH.	70
Gráfica 21. Comportamiento de la densidad del lodo a los diferentes TRH.	71
Gráfica 22. Comportamiento de pH del Líquido Mezcla (Lodo-Lixiviado) en el sistema A y B.	77
Gráfica 23. Comportamiento de remoción de la demanda química de oxígeno en el sistema A y B.	78
Gráfica 24. Comportamiento de remoción de la materia orgánica (DQO) en la segunda fase.	79
Gráfica 25. Comportamiento de remoción de la carga orgánica volumétrica en la tercera fase.	80
Gráfica 26. Comportamiento de carga orgánica de DQO en el efluente y afluente en la fase 4.	80
Gráfica 27. Variación del porcentaje de metano en el biogás con el tiempo. (Fase 4)	81
Gráfica 28. Comportamiento del pH del lixiviado en los sistemas A y B..	83
Gráfica 29. Comparación del comportamiento de la composición en % volumen del metano con el tiempo en el reactor A y B.	83

Grafica 30. Comportamiento del pH del lixiviado.	86
Gráfica 31. Comportamiento del biogás con el tiempo en los reactores No 1 y No 2.	86
Gráfica 32. Comportamiento de los ácidos grasos volátiles con el tiempo en los reactores 1 y 2.	87
Gráfica 33. Comportamiento de la Alcalinidad con el tiempo en los reactores No 1 y No 2. (Fase 5).	88
Gráfica 34. Comportamiento del biogás del reactor a los diferentes TRH.	90
Gráfica 35. Producción específica de metano a los diferentes tiempos de retención hidráulicos.	91
Gráfica 36. Comportamiento del pH del Lixiviado afluente y efluente a los diferentes TRH.	91
Gráfica 37. Comportamiento de la alcalinidad del lixiviado afluente y efluente a los diferentes TRH, Proceso UASB.	92
Gráfica 38. Comportamiento de los Ácidos Grasos volátiles del lixiviado afluente y efluente a los diferentes TRH, Proceso UASB.	93
Gráfica 39. Porcentaje de remoción de DQO, SST y SSV a los diferentes tiempos de retención hidráulicos.	93
Gráfica 40. Porcentajes de biodegradabilidad anaerobia a diferentes TRH, Proceso UASB.	95
Gráfica 41. Comparación del volumen de metano obtenido experimentalmente y mediante el modelo matemático.	99

TITULO : EVALUACIÓN DE UN SISTEMA BIOLÓGICO A ESCALA PILOTO
LABORATORIO PARA LA REMOCIÓN DE MATERIA ORGANICA DEL LIXIVIADO DEL
RELLENO SANITARIO DE BUCARAMANGA[†]

Y. Moreno, A. L. Pimienta y E. F. Castillo**

RESUMEN

Se determinó la aplicabilidad de un sistema anaerobio (Reactor de manto de lodos de flujo ascendente –UASB) y un sistema aerobio (Lodos activados) a escala piloto laboratorio para el tratamiento del lixiviado generado en el relleno sanitario “El Carrasco” de la ciudad de Bucaramanga (Santander- Colombia). Para la evaluación del UASB se selecciono como inoculo una mezcla de lodo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frió (Bucaramanga) más un lodo proveniente de un biodigestor anaerobio de una porcícola. Posteriormente se evalúa el reactor a diferentes Tiempos de Retención Hidráulicos (TRH: 54, 44 24 y 17 horas) obteniéndose remociones de DQO del orden del 65% en 54 horas y una producción específica de metano de 0.1942 litros de CH₄/g DQO_{adicionada}. Para la evaluación del sistema de lodos activados el inóculo empleado en el estudio para la producción de lodo activado proviene de la planta de tratamiento de aguas residuales del Instituto Colombiano del Petróleo (ICP- Piedecuesta (Santander)). Durante la evaluación en continuo del sistema a los diferentes TRH (26, 36 y 44 horas) se presentó arrastre de biomasa en el efluente, por lo que la concentración de microorganismos medida como los SSV no se logra mantener en el reactor. A pesar de esto se obtuvo el 56% en remoción de DQO en un tiempo de 44 horas, para una carga orgánica aplicada de 3.327 grDQO_{aplicada}/litro*día, empleando una relación litro de aire por litro de reactor de 2,6.

Palabras Claves: Lixiviado, Lodos activados, UASB, TRH , DQO.

[†] Trabajo de Investigación

^{**} Postgrado en Ingeniería Química; Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander (UIS), Bucaramanga, Santander, Colombia,. Bucaramanga, Santander, Colombia.

Director: Edgar F Castillo.

yasmin_madeleyne@hotmail.com para correspondencia

TITLE: EVALUATION OF A BIOLOGICAL SYSTEM TO PILOT SCALE LABORATORY FOR
THE REMOVAL OF ORGANIC MATTER OF THE LEACHATE OF THE LANDFILL DE
BUCARAMANGA*

Y. Moreno, A. L. Pimienta y E. F. Castillo**

ABSTRACT

The applicability of a anaerobic system was determined with a upflow anaerobic sludge blanket system (UASB) and an aerobic system (activated sludge) to pilot scale laboratory for the treatment of the leachate generated in the landfill "The Carrasco" of the city of Bucaramanga (Santander - Colombia). For the evaluation of the UASB a mixture of sludge "PTAR Rio Frio – Porcicola "was selected as sludge Later the reactor is evaluated at different Hydraulic Times of Retention (TRH: 54, 44, 24 and 17 hours) being obtained removals of DQO of the order of 65% in 54 hours and a specific production of methane of 0.1942 liters of CH₄/g DQO added. For the evaluation of the system of activated sludge the inoculum used in the study for the production of activated sludge comes from the plant of treatment of residual waters of the Colombian Institute of the Petroleum (ICP - Piedecuesta (Santander)). During the continuous operation of the system to the different TRH (26, 36 and 44 hours) haulage of biomass was presented in the effluent, for what the concentration of microorganisms measured as the SSV is not possible to maintain in the reactor. In spite of this, 56% was obtained at one time in removal of DQO of 44 hours, for an applied organic load of 3.327 grDQO added /liter*day, using a relationship liter of air for liter of reactor of 2,6.

Key words: Leachate, activated sludge, upflow anaerobic sludge blanket system (UASB), TRH, DQO.

* Trabajo de Investigación

** Postgrado en Ingeniería Química; Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander (UIS), Bucaramanga, Santander, Colombia,. Bucaramanga, Santander, Colombia.

Director: Edgar F Castillo.

yasmin_madeleyne@hotmail.com para correspondencia

INTRODUCCIÓN

Como consecuencia del almacenamiento y disposición final de los residuos sólidos, principalmente de origen doméstico, en centros de acopio o rellenos sanitarios para los mismos, se generan los llamados lixiviados, que son el resultado o producto de la humedad residual de los residuos sólidos, el cual es liberado y canalizado por infiltración del agua lluvia. Dichos lixiviados arrastran, de los residuos sólidos, compuestos orgánicos e inorgánicos, razón por la cual al final de su recorrido están conformados por una amplia variedad de constituyentes que reflejan la alta diversidad y complejidad de los residuos acumulados en el relleno sanitario. Por tanto, es poco probable encontrar niveles de contaminación únicos, sino por el contrario el lixiviado muestra una gran dispersión en sus constituyentes.

Los lixiviados producidos en el relleno sanitario difieren en composición y caudal según una serie de factores entre los cuales se destacan: la composición de los residuos sólidos, las condiciones climáticas, las condiciones de operación del relleno y el tiempo transcurrido desde que se dispuso los residuos sólidos. La producción de lixiviado es considerada como un fenómeno irreversible y su producción está asociada a factores de desarrollo urbano, como el aumento poblacional e incremento del proceso de industrialización de las ciudades. Por la gran variabilidad en la composición del lixiviado es necesario realizar ensayos de caracterización y tratabilidad para cada efluente en particular.

La legislación ambiental colombiana establece que el impacto producido por los rellenos sanitarios debe ser mínimo y sus consecuencias sobre la tierra, aire y agua estén definidas y controladas. Con el fin de proteger el entorno, el lixiviado debe recogerse mediante un circuito de drenaje y tratarse adecuadamente antes de proceder a su vertido. Dadas las características de los contaminantes contenidos en el lixiviado pueden contemplarse soluciones de tratamiento biológico, tratamiento fisicoquímico o combinación de los tratamientos Físicoquímico y Biológico.

El presente trabajo de investigación busca determinar la factibilidad técnica y operativa del tratamiento biológico para el lixiviado generado en el Relleno Sanitario del Carrasco de la ciudad de Bucaramanga, mediante la evaluación de dos sistemas biológicos (Sistema de Lodos Activados y Reactor de manto de lodos de flujo ascendente- UASB) a escala piloto laboratorio, evaluando la remoción de materia orgánica, medida como la demanda química de oxígeno, con el fin de determinar los parámetros cinéticos de crecimiento de los microorganismos involucrados en cada sistema, para brindar una solución práctica a la problemática ambiental originada por la producción del lixiviado.

El documento se encuentra dividido en cinco capítulos, donde el primer capítulo describe las alternativas biológicas para el tratamiento del lixiviado reportadas en la literatura; en el segundo capítulo se describe el desarrollo experimental realizado mediante la descripción del área de estudio y las metodologías propuestas para el tratamiento biológico del lixiviado, la caracterización fisicoquímica y microbiológica es registrada en el capítulo tercero, el cuarto y quinto capítulo comprenden la evaluación en batch y en continuo del sistema aerobio y anaerobio propuestos para la remoción de carga orgánica del lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga y finalmente en el capítulo sexto se encuentra el modelo matemático propuesto para este tipo de afluente.

1. MARCO TEORICO

Durante los últimos años diferentes posibilidades de tratamiento han surgido para el manejo de los residuos sólidos urbanos, pero es el relleno sanitario el más utilizado en Colombia, por eso el conocimiento de los procesos biológicos y fisicoquímicos que se llevan a cabo en su interior brindan una idea de los cambios en la composición orgánica e inorgánica del mismo así como de la cantidad de lixiviado generado.

1.1 RELLENO SANITARIO

Históricamente, los vertederos han sido el método más económico para la evacuación de residuos sólidos. Incluso, con el desarrollo de las nuevas tecnologías, programas de reciclaje y disminución de residuos, el relleno sigue siendo una parte importante de la estrategia de la gestión integral de los residuos sólidos de origen urbano.

Los rellenos sanitarios son instalaciones de ingeniería utilizadas para la evacuación de los residuos sólidos urbanos y diseñados para minimizar los impactos ambientales y sociales. Este tipo de sistema consiste en la colocación sistemática de los residuos en un terreno que ha sido previamente adecuado para evitar infiltraciones de lixiviado en las posibles aguas subterráneas que se encuentren en la zona y, además posee la infraestructura necesaria para la evacuación de los gases generados por la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaerobias¹. Una vez se clausura el relleno sanitario, su uso final es bastante restringido, limitándose a zonas recreativas pasivas, donde usualmente se utiliza para construir “zonas verdes”.

¹ TCHOBANOGLOUS; THEISEN y VIRGIL, Op. cit., p. 408-409.

Según Tchobanoglous los rellenos sanitarios se clasifican en :

❖ **Para Residuos Sólidos no seleccionados:** Se aceptan cantidades limitadas de residuos industriales no peligrosos y lodos de plantas de tratamiento de aguas residuales. En muchos casos se usa suelo natural como material de recubrimiento.

❖ **Para Residuos Sólidos triturados:** Los residuos se trituran antes de vertirse, pueden colocarse en una densidad de hasta 35 % mayor que los Residuos Sólidos no triturados y sin cubrición diaria.

❖ **Para constituyentes individuales de residuos (Monorelleno Sanitario):** Se utilizan para colocar residuos especiales aparte de los Residuos Sólidos, tales como cenizas de incineración, amianto, etc. Estos Monorellenos Sanitarios pueden tener sistemas particulares de recolección de gas y lixiviado.

❖ **Para maximizar la producción de gas:** Uso de celdas profundas individualmente cubiertas sin capas intermedias y con recirculación de lixiviados, siembra de fangos y estiércol animal, los cuales una vez degradados se usan como cubrición y se rellenan con nuevos residuos.

1.2 RESIDUOS SÓLIDOS

Desde los días de la sociedad primitiva, los seres humanos y los animales han utilizado los recursos de la tierra para la supervivencia y la evacuación de residuos. En un principio, esta evacuación de desechos no generaba problemas, debido a que la población era pequeña y el terreno disponible para la asimilación de los residuos era grande. Actualmente la situación ha cambiado completamente al radicarse el hombre en las ciudades e incrementarse la población mundial.

Existe gran diferencia entre los residuos sólidos municipales generados en los países desarrollados y en los países en vía de desarrollo, tanto en cantidad como en composición. En Latinoamérica, hace 30 años la generación de residuos por persona era de unos 200 a 500 g/hab/día, mientras que en 1995 se estima entre 500 y 1.000 g/hab/día. Se considera que sólo el 75% es recolectada y de ella sólo el

30% se dispone en rellenos sanitarios; predominan los botaderos a cielo abierto con quema indiscriminada de desechos y sin tratamiento de lixiviados, situados muchas veces en áreas densamente pobladas². En los países desarrollados la tasa de generación de residuos sólidos es dos a cuatro veces mayor que en Latinoamérica. Se ha estimado que en Estados Unidos en 1990 fue entre 1400 y 2100 g/hab/día, considerando sólo los residuos domésticos y comerciales. Incluyendo los residuos peligrosos, institucionales, de construcción y demolición, servicios municipales de limpieza y los fangos de plantas de tratamientos, la cifra asciende a 2790 g/hab/día³.

En cuanto a la composición de los residuos sólidos, se aprecia que en los países con menores ingresos es predominante la presencia de residuos putrescibles y que en los países de mayores ingresos el papel, cartón, metales y vidrios representan un mayor porcentaje del total de los residuos sólidos. En la tabla 1 se compara la composición de residuos sólidos en tres países con condiciones socioeconómicas diferentes.

Tabla 1. Composición física de los residuos sólidos urbanos en Guatemala, Chile y Estados Unidos de Norteamérica

Componente	Guatemala	Chile	EUA
Materia orgánica	63,3	58,0	17,0
Papel y cartón	13,9	14,8	44,0
Madera y hojas	0,9	-	3,0
Textiles	3,6	4,2	2,0
Plástico	8,1	7,1	5,0
Goma y piel	0,8	-	-
Metales	1,8	3,0	9,0
Vidrios	3,2	2,9	14,0
Piedra y material cerámico	1,4	4,0	-
Tierra y cenizas	3,0	6,0	4,0

Fuente: *Análisis Sectorial de Residuos Sólidos en Colombia, 1996*

En Colombia se producen alrededor de 14000 toneladas diarias de residuos sólidos, de los cuales el 64% se produce en ciudades mayores e intermedias, el 13% en las

²www.cepis.org

³TCHOBANOGLOUS, George; THEISEN, Hilary y VIRGIL, Samuel. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Madrid: Mc Graw – Hill, 1994. p 160.

ciudades medianas y pequeñas y el 32% restante en zonas rurales. Cundinamarca, Antioquia y Valle del Cauca producen cerca del 60% del total de los residuos del país; Santander y Atlántico un 15% y el resto de departamentos, un 25%. De la producción total, sólo el 32% se dispone en rellenos sanitarios, 3% es enterrada, 15% se arroja a corrientes superficiales de agua y el 50% restante se vierte en botaderos a cielo abierto⁴.

Los desechos de la ciudad de Bucaramanga y varios municipios aledaños se disponen en el Relleno Sanitario El Carrasco, ubicado en las cercanías del municipio de Girón, Santander. Diariamente ingresan aproximadamente 600 toneladas de residuos sólidos cuya composición promedio se describe en la tabla 2⁵. Se aprecia que el material biodegradable (orgánico y celulósico) constituye más de las dos terceras partes de los residuos generados en la ciudad por lo que la aplicación de sistemas de tratamiento biológico poseen un gran potencial en la región y en el país.

Tabla 2. Composición física de los residuos sólidos urbanos que ingresan al relleno sanitario El Carrasco

Material	Porcentaje (en peso)
Orgánico	62.9
Plástico	14.9
Celulósico	7.2
Sanitario	4.4
Vidrio	3.5
Textil	2.7
Cuero	2.0
Metal	1.7
Residuos de construcción	0.5
Residuos hospitalarios	0.2
Pilas, baterías y neumáticos	0.1

Fuente: COGÁN, A. M. y RODRÍGUEZ, I. C.

⁴ ARZUAGA, J; RODRIGUEZ, A y SERRANO, W. Diseño y construcción de un biorreactor para la fermentación en estado sólido de residuos sólidos orgánicos y su transformación en compost. 1999, p. 18-21. Tesis UIS.

⁵ COGÁN, A. M. y RODRÍGUEZ, I. C. Diagnostico, análisis y planteamiento de alternativas ambientales para minimizar la contaminación originada por los residuos tóxicos y peligrosos en el vertedero municipal El Carrasco. 2000, p 73. Tesis de grado UIS.

1.3 TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento biológico de aguas residuales supone la remoción de contaminantes mediante la actividad de los microorganismos. Esta actividad se aprovecha para remover principalmente sustancias orgánicas biodegradables, coloidales o disueltas del agua residual, mediante su conversión en gases que escapan a la atmósfera y en biomasa extraíble mediante sedimentación. La actividad biológica también se usa para remover nitrógeno y fósforo del agua residual.⁶

Se cuenta con procesos biológicos como: procesos aerobios, procesos anaerobios y procesos combinados aerobios con anaerobios. Dentro de cada grupo hay además diferentes tipos, dependiendo de si el proceso trabaja en condiciones de crecimiento biológico suspendido, adherido o una combinación de ellos. Así mismo, dependiendo del régimen de flujo predominante, los procesos biológicos se consideran de flujo continuo o intermitente, del tipo de mezcla completa, flujo en pistón o flujo arbitrario

En los procesos de tratamiento aerobio, éste se efectúa en presencia de oxígeno, en contraste con los sistemas anaerobios en los que ocurre en ausencia de oxígeno.

Al descargar residuos sobre un recurso hídrico o sobre el suelo se crea, generalmente, un problema de control de calidad asociado con las diferentes características indeseables de los desechos. Entre éstas se destaca la materia orgánica, la cual es estabilizada biológicamente por los microorganismos en condiciones aerobias y anaerobias. La oxidación biológica es la conversión bacteriana de los elementos de su forma orgánica a su forma inorgánica. La descomposición microbiológica del material orgánico de las aguas residuales en productos finales inorgánicos como dióxido de carbono, agua, nitrógeno amoniacal o nitratos, ortofosfatos y sulfatos, es característica de la oxidación aerobia de carbohidratos y lípidos.

⁶ CRITES, R and CHOBANOGLIOUS, George. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Madrid: Mc Graw – Hill, 1998.

Toda oxidación supone la transferencia de electrones de una sustancia reducida o donante de electrones a una sustancia oxidante o aceptor de electrones. La materia orgánica es el alimento o donante de electrones para los organismos vivos. Sin embargo, algunos materiales inorgánicos reducidos como el amoníaco, los sulfuros, el hierro ferroso y el hidrógeno molecular pueden servir, para algunas bacterias, como donantes de electrones, alimento o fuente de energía.

La oxidación orgánica puede entenderse como una remoción de electrones, o átomos de hidrógeno de las moléculas orgánicas. En la oxidación aerobia, el oxígeno es el aceptor final de electrones y, por tanto, es reducido, mientras que los donantes orgánicos e inorgánicos de electrones son oxidados. En la oxidación anaerobia, otros compuestos como los nitratos, los sulfatos y el CO_2 pueden servir como aceptores de electrones. El uso de sulfatos y de CO_2 como aceptores de electrones requiere condiciones estrictamente anaerobias. En estas condiciones los productos finales son metano, CO_2 , H_2S y agua.

Toda oxidación requiere un agente oxidante o aceptor de electrones y cualquier reducción necesita un agente reductor o donador de electrones. Por tanto toda oxidación biológica es un proceso productor de energía en el cual compuestos orgánicos e inorgánicos reducidos son oxidados a compuestos inorgánicos.⁷

En un sistema biológico cualesquiera que sea es necesario suministrar los macronutrientes y micronutrientes como macronutrientes tenemos : carbono que es la fuente principal de energía para el crecimiento celular, el nitrógeno (NH_4^+ , NO_3^- , N_2) para la síntesis de proteínas, el fósforo para la síntesis de los ácidos nucleicos, el potasio, magnesio, hierro y calcio cofactores de enzimas; como micronutrientes se necesitan el cobalto, el molibdeno y el cinc los cuales debe estar en las cantidades suficientes y en las formas químicas aprovechables por los microorganismos involucrados en dichos procesos y deben estar disponibles en niveles que no generen inhibición o toxicidad en los procesos biológicos.

⁷ EDDY, M. Ingeniería de Aguas Residuales, tratamiento, vertido y reutilización. Madrid: Mc Graw – Hill, Tercera Edición, 1995

En el proceso aerobio se requiere oxígeno y nutrientes para satisfacer las necesidades de los microorganismos; se han establecido teóricamente relaciones de DBO/N/P de 100/3/0.7. En cambio en el sistema anaerobio la investigación ha sido más detallada debido a la complejidad del proceso; como macronutrientes se requieren el Nitrógeno, el Fósforo y el Azufre; como micronutrientes se necesitan el Hierro, el Níquel y el zinc.

El tratamiento anaerobio por ser un proceso biológico requiere de nutrientes inorgánicos esenciales para el óptimo desarrollo de las bacterias y de igual manera poder sintetizar sus constituyentes celulares y degradar la materia orgánica presente en el agua a tratar. En el proceso de tratamiento anaerobio, los nutrientes más importantes son: carbono, nitrógeno, azufre, fósforo como macronutrientes, hierro, cobalto, níquel, molibdeno, selenio. La mayoría de las veces la concentración de nutrientes se mide con la relación DQO:N:P. Los requerimientos de azufre deben proveerse en forma de sulfuros, los cuales juegan un doble papel, a bajas concentraciones estimulan la actividad metanogénica y a elevadas la inhiben.

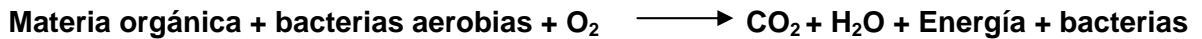
Las bacterias metanogénicas y otros microorganismos pueden ser inhibidos en su actividad biodegradadora por la presencia de sustancias tóxicas. Entre los compuestos tóxicos o inhibidores del proceso anaerobio, están los relacionados con las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal (N-NH_4) que es responsable de un 50% de inhibición de la actividad metanogénica del lodo; las altas concentraciones de metales pesados como Níquel, Plomo, Mercurio, Cromo, Zinc; la presencia de compuestos fenólicos (fenol, catecol, naftol); los compuestos organoclorados (cloroformo y pentaclorofenol); el aumento de pH, el cual está asociado con los ácidos grasos volátiles, amoníaco y H_2S ; el sulfato presente en el afluente que es reducido a sulfuros por las bacterias sulfatorreductoras, las cuales compiten con las metanogénicas por la fuente de carbono presente en el sustrato, entre otros.^{8, 9}

⁸ Manual del curso "Arranque y Operación de Sistemas de flujo ascendentes con manto de lodo-UASB". Universidad del Valle. Corporación Autónoma regional del Cauca. Universidad de Wageningen. Cali, Noviembre, 1987.

⁹ HIDALGO, H y GARCIA, P. Influencia del sulfato en la degradación anaerobia de materia orgánica. En: Ingeniería Química. Octubre. (2001); p. 183-189.

1.3.1 Proceso Aerobio. El proceso aerobio es un proceso de respiración en el cual el oxígeno libre es el único aceptor final de electrones; de esta manera, el oxígeno se reduce y el carbono se oxida, al igual que la materia orgánica o inorgánica.

Aunque las reacciones involucradas en el metabolismo microbiano son de gran complejidad, se puede representar el proceso de oxidación aerobia por una ecuación como la siguiente:



El proceso se ejecuta con el propósito de obtener la energía necesaria para la síntesis de tejido celular nuevo. En ausencia de materia orgánica, el tejido celular será respirado endógenamente y convertido en productos gaseosos y en energía para mantenimiento.

Usualmente las bacterias son los microorganismos más importantes en el tratamiento aerobio de las aguas residuales porque son excelentes oxidadores de la materia orgánica y crecen bien en este tipo de efluentes, siendo capaces de formar asociaciones o acúmulos de células en capas floculentas de muy buenas características para la remoción de materia orgánica. Tanto en los procesos de lodos activados como en los sistemas de filtros percoladores son comunes las poblaciones de bacterias como *Zooglea ramigera*, *Pseudomonas* sp., *Flavobacterium* sp. y *Alcaligenes* sp.

Los procesos aerobios necesitan el oxígeno para descomponer la materia orgánica, por lo que requieren concentraciones de 0.2 –3 mg/l de oxígeno disuelto, con el fin de asegurar un suministro apropiado de oxígeno para el sostenimiento y metabolismo de los microorganismos responsables del tratamiento. Entre los procesos aerobios se destacan:

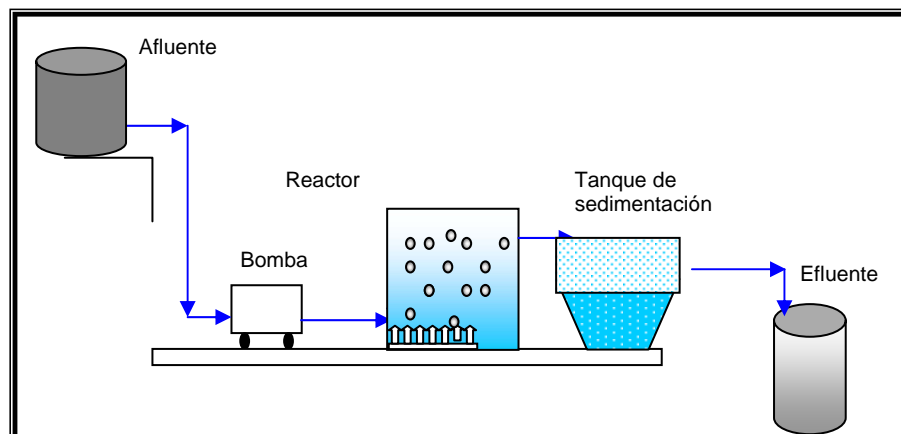
- Lagunas aireadas
- Filtros percoladores
- Biodiscos
- Lodos activados

Lodos Activados : El proceso convencional de lodos activados se aplica a afluentes (o residuos líquidos) con altas y medias concentraciones de contaminantes orgánicos. Los constituyentes básicos del sistema son:

- Tanque de homogenización.
- Reactor.
- Sedimentadores.

En el reactor las aguas residuales se mezclan con los microorganismos, los cuales utilizan el oxígeno suministrado artificialmente para degradar los compuestos orgánicos que a su vez son utilizados para su crecimiento. A medida que los microorganismos crecen y se mezclan en el tanque de aireación, se aglutinan y forman una masa activa de microorganismos llamada lodo activado. La mezcla de lodo activado y aguas residuales en el tanque de aireación se llama licor de mezcla, el cual fluye a un tanque de sedimentación secundario en donde se realiza la sedimentación de los lodos y el efluente puede ser descargado a una corriente receptora o ser sometidos a tratamientos adicionales según disposiciones sanitarias sobre calidad de efluentes y corrientes receptoras. Parte de los lodos son retornados al tanque de aireación con el fin de mantener una población bacteriana alta que permita una oxidación rápida de la materia orgánica; el resto pueden ser sometido a tratamientos más avanzados para lograr una disposición final adecuada. (ver figura 1)

Figura 1. Esquema general del sistema aerobio de Lodos activados.



Los sólidos sedimentados se convierten rápidamente en anaerobios si no se regresan a la zona de aireación. Para esto, se debe transferir suficiente aire al licor mezclado para conservar el nivel mínimo de oxígeno disuelto. En general, un volumen de lodos del 25 al 50% del flujo que pasa por la planta se retira del tanque de sedimentación; entre el 50 y el 90% de este volumen se regresa a la zona de aireación, el resto se deshidrata y se desecha junto con otros lodos de la planta. Si el lodo que se regresa es insuficiente, los sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM) serán bajos y la estabilización resultante será pobre.

Por el contrario el regreso de cantidades excesivas de lodos dará como resultado que los SSLM sean altos y que no se sedimenten bien, en cuyo caso pueden ejercer demandas de oxígeno más altas que las que se pueden satisfacer. Si los lodos no se retiran rápidamente de los tanques de sedimentación, éstos emergen debido a la producción de nitrógeno por la reducción de nitratos en condiciones anaerobias; cuando esto ocurre el efluente que se obtiene es muy pobre en remoción de materia orgánica.¹⁰

Figura 2. Sistema de Lodos Activados a escala industrial

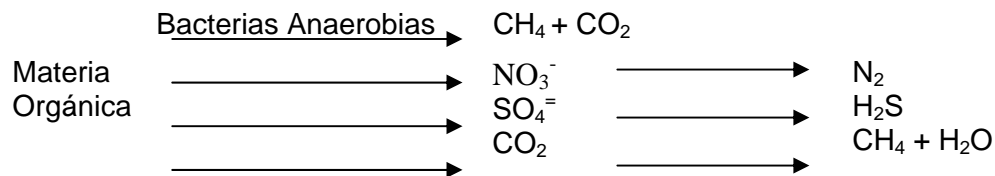


Composición microbiológica del lodo. Los Lodos activados utilizan un cultivo altamente concentrado de bacterias en suspensión, con buenas propiedades de sedimentación. Los desechos orgánicos de carbohidratos permiten la proliferación de bacterias como *Pseudomonas* sp., mientras los desechos proteínicos son muy

¹⁰ ROMERO, JA. Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y Principios de Diseño. Ed. Escuela Colombiana de Ingeniería. Santafé de Bogotá. 1999.

utilizados por géneros como *Alcaligenes* sp., *Flavobacterium* sp. y *Bacillus* sp. Todos estos tipos de bacterias conforman un *floc* con *Zooglea ramigera*, en la cual aparecen protozoos de ambientes de baja energía como *Vorticela* sp., reportando eficiencia en el tratamiento. La concentración de microorganismos en el reactor es, generalmente, del orden de 10^5 - 10^7 ufc/mL.

1.3.2 Proceso Anaerobio. El proceso anaerobio lo definió Pasteur como la vida sin aire. Es la descomposición u oxidación de compuestos orgánicos en ausencia de oxígeno libre, para obtener la energía requerida para el crecimiento y mantenimiento de los organismos anaerobios. El proceso anaerobio es menos eficiente en producción de energía que el aerobio, puesto que la mayoría de energía liberada en el catabolismo anaerobio proveniente de la sustancia descompuesta aún permanece en los productos finales orgánicos reducidos como el metano, generándose una cantidad de biomasa mucho menor que la producida en el proceso aerobio. El proceso se puede representar esquemáticamente así:



El uso de sulfatos y del CO_2 como aceptadores de electrones requiere condiciones estrictamente anaerobias, es decir, ausencia de oxígeno y nitratos. Los carbohidratos contienen oxígeno que puede emplearse como aceptor de electrones; una porción del carbohidrato es oxidado en CO_2 y ácidos orgánicos mientras que otra porción es reducida a aldehídos, cetonas y alcoholes. Prácticamente la descomposición anaerobia es posible con todos los compuestos orgánicos que contienen oxígeno en sus moléculas.

La degradación de materia orgánica compleja ha sido descrita como un proceso secuencial de reacciones en paralelo y en serie. Se considera que la digestión anaerobia se produce en tres pasos y se llevan a cabo por tres tipos de bacterias diferentes.

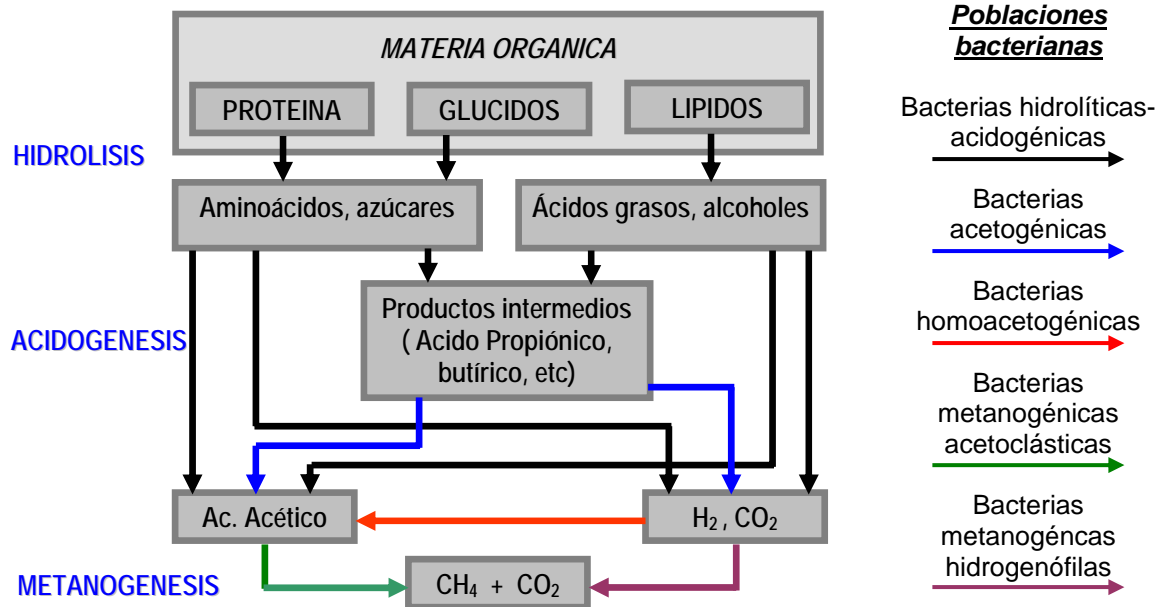
Inicialmente ocurre la **hidrólisis**, donde la masa de polímeros complejos como proteínas, carbohidratos, grasas y aceites se hidrolizan por la acción de enzimas extracelulares (celulasas, amilasas, proteasas y lipasas) en productos solubles más sencillos, de tamaño tan pequeño que les permite atravesar la membrana celular de los microorganismos. El segundo paso, **acidogénesis**, implica que estos compuestos sencillos de aminoácidos, azúcares, ácidos grasos y alcoholes fermentan en ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, amoníaco, hidrógeno y dióxido de carbono. Los ácidos grasos de cadena corta que no se encuentran en forma de acetatos se convierten en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. La etapa final, **metanogénesis**, es la producción de metano a partir de hidrógeno mediante bacterias metanogénicas hidrogenófilas y a partir de acetatos mediante metanógenos acetoclásticos¹¹. En la figura 3 se aprecian las diferentes etapas de la digestión anaerobia y las poblaciones involucradas a cada una de ella.

La naturaleza y composición química del sustrato condiciona la composición cualitativa de la población bacteriana de cada etapa, de manera que se establece un equilibrio fácilmente alterable, rompible cuando algún tóxico no permite el desarrollo de alguna de las poblaciones. Mientras que en las fases de hidrólisis y acidogénesis, los microorganismos involucrados suelen ser facultativos, para la tercera fase los microorganismos son anaerobios estrictos, y con tasas máximas de crecimiento del orden de 5 veces menores a las acidogénicas. Esto indica que si las bacterias metanogénicas tienen algún problema para reproducirse y consumir los ácidos, estos se acumularán, empeorando las condiciones para las bacterias metanogénicas, responsables de la producción de metano¹². Los agentes biológicos de la digestión anaerobia son las bacterias aunque algunos ciliados fermentadores y protozoos flagelados y algunos hongos anaerobios pueden jugar un papel importante en algunos sistemas.

¹¹ PAVLOSTATHIS. and GIRALDO-GOMEZ, Op. cit. p. 36-37

¹² FLOTATS; CAMPOS y BONMATI, Op. Cit. p. 2-3

Figura 3. Esquema de la digestión anaerobia de materiales poliméricos



Fuente: PAVLOSTATHIS. and GIRALDO-GOMEZ. p. 37

Los principales usos del tratamiento biológico anaerobio son la remoción de materia orgánica y el de oxidación y estabilización de lodos orgánicos o biosólidos producidos en el tratamiento biológico. Los procesos anaerobios tienen aplicación principalmente en aguas residuales de alta concentración de contaminantes, clasificándose en reactores con microorganismos fijos o de película fija y reactores con microorganismos libres o no adheridos. En los primeros, la biomasa permanece en el reactor como bacterias adheridas en forma de películas sobre algún soporte inerte, en cambio, en los otros, los microorganismos permanecen suspendidos en el reactor en forma de flóculos o gránulos. Los principales procesos anaerobios son:

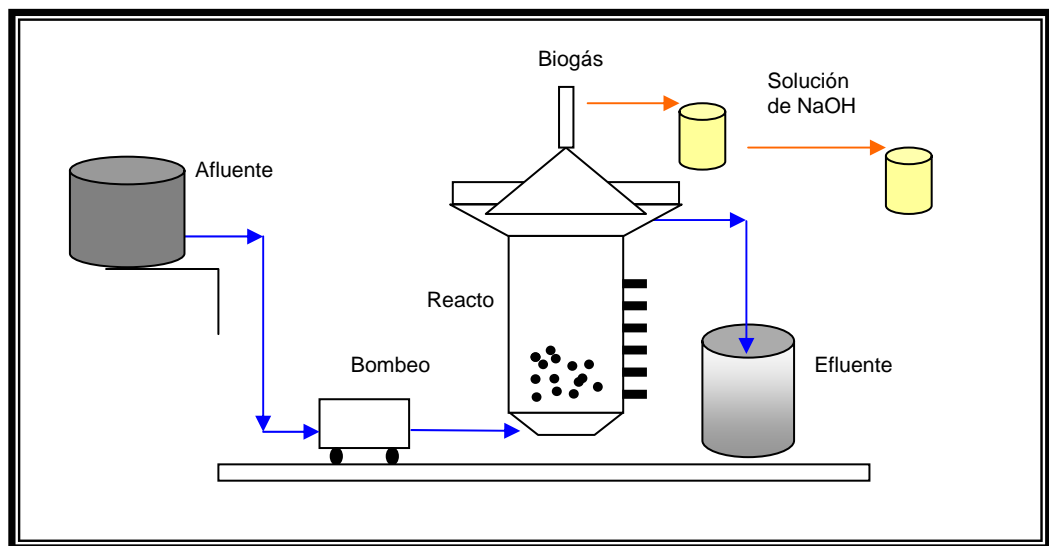
- Filtro anaerobio.
- El reactor de manto de lodos de flujo ascendente (UASB).

Manto de Lodos de Flujo Ascendente UASB: El reactor o proceso de flujo ascensional y manto de lodos anaerobio (UASB), es un proceso en el cual el agua residual se introduce por el fondo del reactor y fluye a través de un manto de lodos conformado por granos biológicos o partículas de microorganismos. El tratamiento se efectúa por contacto del agua residual con el lodo anaerobio que se encarga de

la degradación de la materia orgánica; el líquido después de ser tratado es conducido a un postratamiento.

En la parte superior del reactor se encuentra la campana que es la encargada de recolectar el biogás producido por la actividad bacteriana el cual esta conformado por metano y dióxido de carbono y trazas de nitrógeno y ácido sulfhídrico. El gas que asciende ayuda a formar y a mantener los gránulos, mientras que el material, que se mantiene a flote gracias a los gases, se estrella contra los tabiques degasificadores y se deposita de nuevo sobre la zona en reposo de sedimentación arriba del manto de lodos. (ver figura 4)

Figura 4. Esquema General del proceso Anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente - UASB



Los lodos generados en los reactor UASB son retirados periódicamente mediante purga a lechos de secado, con el fin de ser removidos manualmente y dispuestos como mejoradores de suelo.

Entre las ventajas del proceso se incluye construcción sencilla, requerimientos de áreas bajas, operación simple, no necesita energía, el gas puede utilizarse, produce poco lodo y la eficiencia en remoción de DBO y SS es aceptable, con tiempo de

retención de hasta 6 horas, no necesita mezcla artificial ni tanques independientes de sedimentación. ¹³ (ver figura 5)

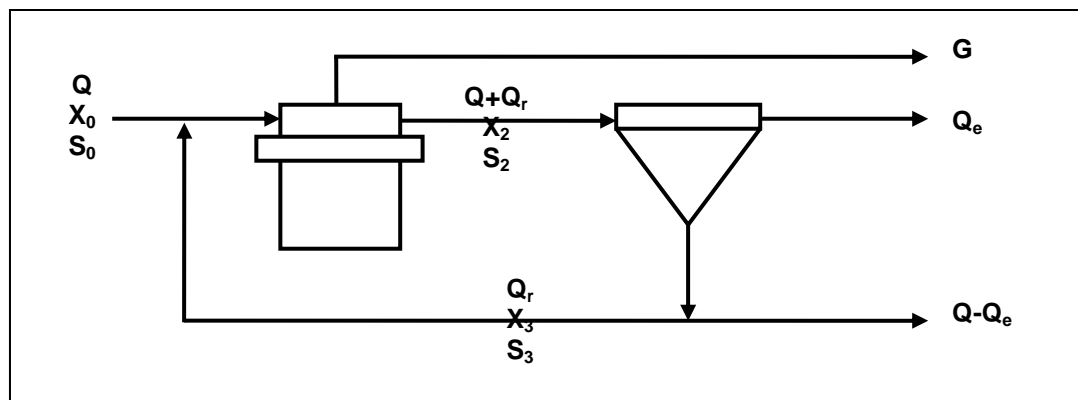
Figura 5 Reactor UASB a escala industrial



Cinética de crecimiento en el sistema anaerobio (UASB). Los procesos biológicos han sido estudiados para tratar una gran variedad de aguas industriales, residuales, animales y domésticas. Para entender su comportamiento es necesario determinar los constantes cinéticas, las cuales nos permiten predecir la producción de biogás, metano y la remoción de sustrato.

Operativamente el tratamiento biológico de los desechos se puede lograr usando un proceso como el que muestra el diagrama de flujo de la figura 6, con el fin de plantear un modelo matemático genérico.

Figura 6. Esquema general de un sistema biológico



¹³ RETAMAL, Jorge. Tecnologías Disponibles, En: I curso internacional sobre tratamiento de efluentes por digestión anaerobia.

BALANCE DE MASA DE MICROORGANISMOS: Haciendo un balance de microorganismos (X_1) en el reactor se obtiene:

$$V \frac{dX_1}{dt} = QX_0 + Q_r X_3 - (Q + Q_r)X_2 + r_g X_1 \quad (3)$$

donde:

V: Volumen del reactor-[volumen]

X: Concentración de microorganismos - [masa celular · volumen⁻¹]

Q: Caudal - [volumen · tiempo⁻¹]

r_g : Tasa de crecimiento de los microorganismos - [masa·volumen⁻¹· tiempo⁻¹]

Definiendo el tiempo de retención hidráulica como $\theta = V/(Q+Q_r)$, la tasa de recirculación hidráulica como $r = Q_r/Q$ y considerando una concentración de microorganismos a la entrada como despreciable ($X_0 = 0$), la ecuación No 3 queda:

$$\frac{dX_1}{dt} = \frac{r}{(1+r)\theta} X_3 + r_g X_1 - \frac{1}{\theta} X_2 \quad (4)$$

En los sistemas anaerobios la tasa de mortalidad es baja por lo tanto $K_d = 0$, no hay recirculación de sólidos ($r = 0$, $X_1 = X_2$) y las velocidades de cambio de masa celular y de concentración de sustrato son gobernadas por las siguientes ecuaciones diferenciales:

$$\frac{dX}{dt} = r_g - \frac{X}{\theta} \quad (5)$$

$$\frac{dS}{dt} = r_s + \frac{S_o - S}{\theta} \quad (6)$$

donde:

r_s	tasa volumétrica de utilización del sustrato	[masa·volumen ⁻¹ ·tiempo ⁻¹]
S	concentración de sustrato biodegradable del efluente	[masa·volumen ⁻¹]
S_o	concentración de sustrato biodegradable del afluente	[masa·volumen ⁻¹]

1.4 LIXIVIADOS

El mayor problema ambiental generado por la disposición de la basura en los rellenos sanitarios está asociado con la contaminación de las aguas superficiales, subterráneas y el suelo, ocasionados por los lixiviados producidos. Estos se definen como líquidos que brotan a la superficie o se infiltran hacia el terreno donde hay instalado un relleno sanitario o un vertedero de basuras, como resultado del agua lluvia que cae sobre el área de influencia, el agua de composición y de la humedad de las basuras que drenan y percolan a través de los intersticios y capas de basura propiciando a su paso varias series de reacciones y procesos fisicoquímicos y biológicos. La composición fisicoquímica del lixiviado, está constituida principalmente de productos orgánicos procedentes de la descomposición de la materia orgánica, contienen además otros productos de origen no orgánico, como detergentes, aceites y grasas minerales, metales pesados, etc., constituyentes de la propia materia vertida.

Existen cinco etapas en la degradación de residuos sólidos en lixiviado y gas como se aprecia en la figura 7.

Degradación aerobia. Fase I. Es la primera fase de degradación de la materia orgánica dura aproximadamente de 3-6 semanas, debido a la alta demanda de oxígeno de los residuos en relación con la limitada cantidad de oxígeno presente en el interior del relleno. En esta fase se observa que las proteínas son convertidas a aminoácidos y estos a dióxido de carbono, agua nitratos y sulfatos que son los catabolitos típicos de los procesos aerobios. (BARBER, 1979). Los carbohidratos son convertidos a dióxido de carbono, las grasas son hidrolizadas a ácidos grasos y glicerol. En este estado debido a las reacciones exotérmicas de la oxidación biológica pueden alcanzarse temperaturas elevadas (60 °C) .

Degradación anaerobia. Tres fases diferentes pueden ser identificadas en la degradación anaerobia de los residuos sólidos.

a. Fase II. La primera fase de la degradación anaerobia es la fermentación ácida, la cual causa una disminución en el pH del lixiviado, altas concentraciones de ácidos volátiles (ácido acético, formica, láctico y alcoholes como metanol y etanol) y

una concentración considerable de iones inorgánicos (Cr, SO₄, Ca⁺², Mg⁺², Na⁺). La alta concentración inicial de sulfatos es lentamente reducida a medida que el potencial de oxidación-reducción cae. La disminución del pH es causada por la alta producción de ácidos grasos volátiles y por la alta presión parcial de CO₂ que es el primer gas producido en el relleno, mientras que el incremento en la concentración de iones y cationes se debe a la lixiviación de residuos fácilmente solubles.

Este proceso anaerobio inicial está caracterizado por una población de microorganismos, estrictamente de bacterias anaerobias y facultativas anaerobias, donde estas últimas reducen el potencial de oxidación-reducción para que las metanogénicas puedan crecer.

El lixiviado en esta fase está caracterizado por altos valores de DBO₅ (demanda biológica de oxígeno) (comúnmente >10.000 mg/l de O₂), valores de pH ácidos (5-6 unidades) y amoníaco alrededor de 500-1000 mg/l. (Robinson, 1989)

b. Fase III. La segunda fase intermedia anaerobia inicia con el lento crecimiento de las bacterias metanogénicas. Este crecimiento puede ser inhibido por un exceso en la concentración de ácidos grasos volátiles los cuales son tóxicos para las bacterias metanogénicas a concentraciones entre 6000-16000 mg/l. (Stegmann & Spendlin, 1989).

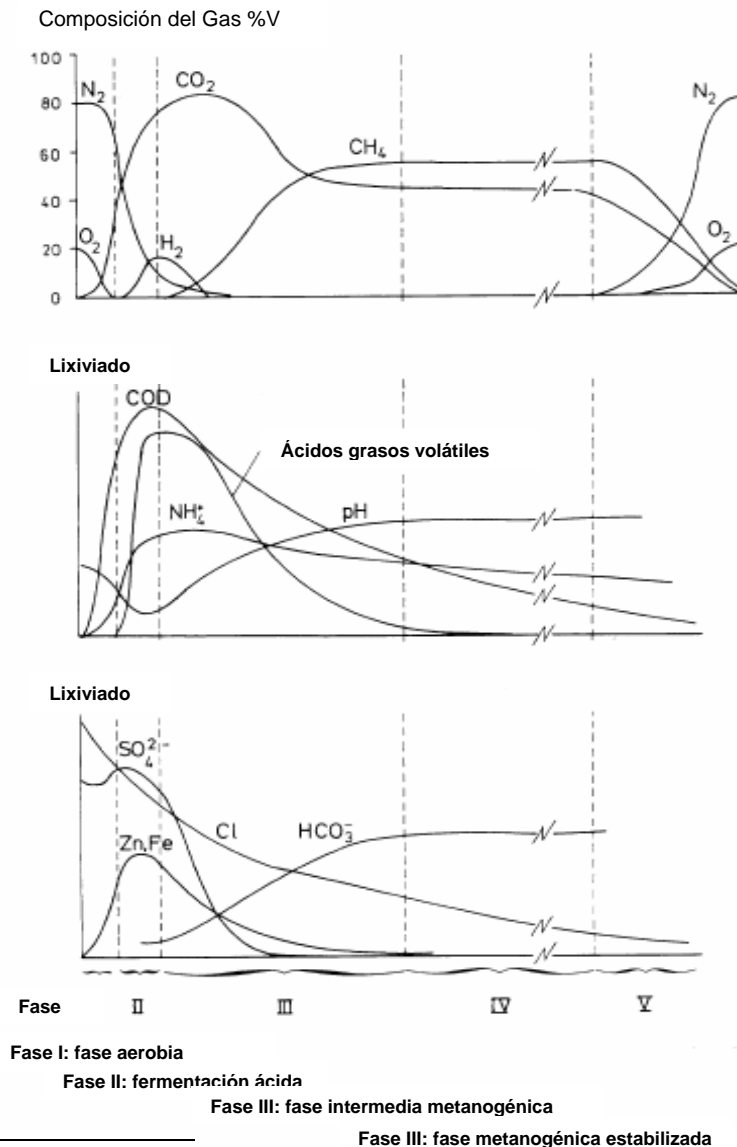
La concentración de metano en el gas incrementa a medida que el hidrógeno, dióxido de carbono y ácidos grasos disminuyen; además la concentración de sulfatos disminuye debido a la actividad biológica. La conversión de ácidos grasos causa un incremento en el pH y la alcalinidad una consiguiente reducción de la solubilidad del calcio, hierro, manganeso y metales pesados.

c. Fase IV. La tercera fase de la degradación anaerobia está caracterizada por la fermentación metanogénica debido solamente a la presencia de bacterias metanogénicas. El rango de pH tolerado por las bacterias metanogénicas es extremadamente limitado entre 6-8. En esta etapa, el pH del lixiviado es neutro y bajas concentraciones de ácidos volátiles y sólidos disueltos totales; mientras que el metano presente en el biogás está generalmente por encima del 50%. Esto confirma la solubilización de la mayoría de los componentes orgánicos han disminuido en

esta etapa del relleno, aunque los procesos de estabilización continuaran por varios años. El lixiviado producido durante esta fase está caracterizado por los bajos valores de DBO₅ y bajas relaciones de DBO/DQO.

d. Fase V. También llamada la etapa de maduración, porque ocurre el proceso final de la biodegradación, después que la materia ha sido consumida la población microbiana decrece al igual que las concentraciones de sustancias y la cantidad de lixiviado lo mismo que el biogás producido (Relleno completamente estabilizado).¹⁴

Figura 7. variación de la concentración de un lixiviado con el tiempo



¹⁴ CHRISTENSEN, T. H; & KJELDSSEN. Basic biochemical processes in landfill leachate management: leachate generation, collection, treatment and cost. German. Academic Press; (1989); p.1-23

La tabla que a continuación se presenta muestra los cambios en las características fisicoquímicas del lixiviado a medida que aumenta la edad del relleno.

Tabla 3. Variación promedio en las características fisicoquímicas de los lixiviados con la edad del vertido.

Parámetro	Concentración (mg/l)			
	1 año	2 años	3 años	4 años
DBO	4.460	13.000	11.359	10.907
DQO	11.210	20.032	21.836	18.533
Sólidos Disueltos	11.190	14.154	13.181	13.029
pH	7.1	6.6	7.3	6.9
Alcalinidad (CaCO ₃)	5.685	5.620	4.830	5.404
Dureza (CaCO ₃)	5.116	4.986	3.135	4.652
Calcio	651	894	725	818
Magnesio	652	454	250	453
Fosfatos	3	3	3	3
N-Kjeldahl	1.660	760	611	984
Sulfatos	114	683	428	462
Cloruros	4.816	4.395	3.101	4.240
Sodio	1.177	1.386	1.457	1.354
Potasio	969	950	968	961
Cadmio	0.04	0.09	0.1	0.09
Cromo	0.16	0.43	0.22	0.28
Cobre	0.44	0.39	0.32	0.39
Hierro	245	378	176	312
Niquel	0.53	1.98	1.27	1.55
Zinc	8.7	31	11	21
Mercurio	0.007	0.005	0.011	0.007

Fuente. www.cepis.org.com

Los lixiviados presentan altas cargas orgánicas expresadas como demanda química de oxígeno (DQO), carbono orgánico total (COT) y ácidos grasos volátiles (AGV) y sustancias inorgánicas, además presentan gran variabilidad de pH, alto contenido

de sólidos, nitrógeno como nitrógeno amoniacal y alta concentración de Cloruros¹⁵. Además arrastran sustancias tóxicas producidas en el vertedero. Se han encontrado hasta 200 compuestos diferentes presentes en los lixiviados de los vertederos de residuos sólidos, tales como: cloruro de vinilo, clorobenzenos, entre otros.¹⁶

1.4.1 Alternativas de Tratamiento de Lixiviados. Para poder determinar la eficiencia del tratamiento tanto de procesos biológicos como fisicoquímicos, la comparación de los datos encontrados en la literatura de caracterización del lixiviado y sus distintos tratamientos muestran que existe una correlación general establecida entre la composición del lixiviado, la edad del relleno y su grado de tratabilidad. Esta interrelación fue hecha de los análisis químicos hechos por la Universidad de Illinois (USA) en 1.977 al lixiviado proveniente de 70 rellenos con una amplia variación de concentración de materia orgánica y edad de disposición. Por ejemplo incluyó desde un relleno de 8 meses de operación hasta rellenos sanitarios de 17 años de edad.

Debido a que la concentración de los diferentes contaminantes muestra una variación considerable de un día a otro, es mejor obtener relaciones de parámetros en lugar de los valores absolutos, como son:

DQO / COT: (Demanda Química de Oxígeno a Carbono Orgánico Total): esta relación se puede utilizar como una medida de la tratabilidad del lixiviado con procesos biológicos; esta relación disminuye con el tiempo, es decir que a medida que la edad del relleno aumenta el lixiviado se hace menos tratable biológicamente. Esta relación varía entre 4,0 para un lixiviado joven producido en la etapa de transición y 1,33 para un relleno sanitario en la etapa metanogénica, que relaciona el grado de oxidación de la materia orgánica carbonácea. Una disminución en esta relación representa un mayor estado de oxidación del carbono orgánico.

¹⁵ BERRUETA, José. and CASTRILLON, Leonor. Efecto del N-NH₄ sobre el tratamiento anaerobio de lixiviados de vertederos. En: Ingeniería Química. Junio. (1997); p. 121-125

¹⁶ ALKALAY, D. GUERRERO, and et al. Review: Anaerobic Treatment of municipal sanitary landfill leachates: the problem of refractory and toxic components. En: World journal of microbiology & biotechnology. Vol. 14. (1998); p. 309-319

SV / SF: (Sólidos Volátiles a Sólidos Fijos) es una medida de la cantidad de orgánicos con respecto a los inorgánicos en el lixiviado, esta relación disminuye con la edad del relleno aproximadamente desde 2,06 a 1,64. Con una mayor pendiente en la primera etapa debido a que la remoción de materia orgánica para un relleno es más rápida en relación a la inorgánica a través de la formación de ácidos y su posterior transformación en la etapa metanogénica en metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂).

DBO₅ / COT: (Demanda Bioquímica de Oxígeno a Carbono Orgánico Total), es una relación menos confiable debido a que la Demanda Bioquímica de Oxígeno está sujeta a un amplio margen de error experimental; es una medida directa de la tratabilidad del lixiviado por un proceso biológico. Esta relación varía según estudios desde 0,8 a 0,048 en un intervalo de tiempo de 17 años. (CHIAN & De WALLE, 1.977)

La tabla 4 propone una relación entre los intervalos de variación de los anteriores parámetros y la edad del relleno expresada en términos de nuevo, medio y viejo para escoger el proceso de tratamiento específico para la remoción de la materia orgánica del lixiviado.

Tabla 4. Criterios de selección propuestos para el tratamiento del lixiviado. (Relación de parámetros vs. Edad del Relleno).

DQO (mg/l de O ₂)	10,000	500 – 10,000	500
DQO /COT	2,7	2,0 – 2,7	2,0
DBO ₅ / COT	0,5	0,1 – 0,5	0,1
Edad de Relleno	Joven	Medio	Viejo
Tratabilidad Biológica	Buena	Mediana	Pobre
Precipitación Química -(cal)	Mediana	Mediana	Pobre
Oxidación Química-			
Ca(ClO) ₂	Pobre	Mediana	Mediana
O ₃	Pobre	Mediana	Mediana
Osmosis Inversa	Mediana	Mediana	Buena
Carbón Activado	Pobre	Mediana	Buena
Resinas de Intercambio	Pobre	Mediana	Mediana

Fuente: (CHIAN & De WALLE, 1.977)

La aplicabilidad de sistemas de tratamiento biológico para el lixiviado son los mismos empleados para el tratamiento de aguas residuales, pero las condiciones operacionales de cada sistema deben ser consideradas para cada lixiviado en particular.

1.4.4.1 Antecedentes relativos a los tratamientos biológicos para lixiviado.

Entre los procesos biológicos se encuentran diferentes sistemas de tratamiento anaerobio y aerobio de los cuales fueron la base para la implementación de los sistemas evaluados para el tratamiento de lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga. “ El Carrasco”. Entre ellos se destacan:

El proyecto de tesis bajo la dirección de la Doctora Graciela Chalela de la Universidad Industrial de Santander (UIS, 1997), tuvo como objeto evaluar un sistema de filtros de lecho fijo a escala laboratorio para el lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga “ El Carrasco”. Se construyeron 3 sistemas de filtros, cada uno constituido por un tanque de alimentación , 4 biofiltros en serie, un recolector y un tanque de sedimentación. El material de soporte de cada biofiltro fue coque, granito, gravilla, para la formación de la biopelícula se emplearon microorganismos identificados como *Burkholderia cepacia* y *Bacillus sphaericus*, logrando una eficiencia de remoción entre el 50 y 94% de DQO mediante la recirculación del lixiviado en tiempos de retención hidráulico de 24 horas.¹⁷

La experimentación realizada por Rubén Agudelo en 1994 para el lixiviado del relleno sanitario de Medellín (Colombia) tuvo como objeto evaluar el desempeño de los reactores anaerobios de flujo ascendente en lecho suspendido UASB y en lecho fijo o filtros anaerobios FAFA, a escala laboratorio. En el primer caso consistió en un tratamiento biológico anaerobio tipo UASB en el cual se manejaron cargas entre 1 y 24.8 KgDQO/m³día con eficiencias entre el 30% y 90% para tiempos de retención hidráulicos de 3 y 5 días, mediante un lodo floculento granular con actividad metanogénica específica (AME) entre 0.08 y 0.20 Kg DQO/ gr SSVdía medidos a 30 °C. El filtro anaerobio FAFA fue inoculado con 8.0 litros de lodo aclimatado en un reactor tipo batch para tratar lixiviados. El proceso de arranque fue

¹⁷ CARVAJAL, Daisy y CORTES, A. Biorremediación de lixiviados de residuos sólidos urbanos utilizando filtros biológicos. 1997. Tesis UIS.

de 9 meses y el de operación continua fue igualmente de 9 meses. Los porcentajes de remoción obtenidos fueron del 60 al 96% para concentraciones de DQO entre 400 y 1108 mg/L para un tiempo de retención de 1 día.¹⁸

El trabajo desarrollado por la Universidad Autónoma de México (1994), consistió en tratar los lixiviados del relleno sanitario de Santa Fe mediante el aporte adicional a las aguas residuales en un sistema de lodos activados, alcanzando porcentajes de remoción del 79% en demanda química de oxígeno (DQO).¹⁹

El trabajo realizado por Borzacconi y Viñas en 1996, donde proponen un reactor del tipo UASB de 11 litros para el tratamiento anaerobio y un reactor aerobio de discos rotatorios como postratamiento para el lixiviado del relleno sanitario de Montevideo (Uruguay). Los resultados obtenidos fueron: Para el reactor UASB, 80% de remoción de materia orgánica como demanda química de oxígeno (DQO) para cargas de hasta 20 KgDQO/ m³día y TRH de 2 días, mientras que para el sistema de biodiscos eficiencias de remoción de DQO del 72% para cargas de 15 gDQO/m³día. De acuerdo a los resultados en un sistema como el ensayado, opera con una eficiencia global del 94%.²⁰

Lema e Ibáñez, estudiaron la posibilidad de tratamiento biológico para el vertedero de Barcelona (Garraf), empleando dos digestores, uno con inóculo proveniente de excremento de vaca y el otro con lixiviado puro; a ambos digestores se les ajustó el pH con ácido clorhídrico a 7, debido a que el lixiviado tenía un pH superior a 8. En el digestor sin inóculo no se observó la presencia de gas hasta pasado un mes de su puesta en marcha y su producción fue irregular. Por otra parte, el digestor con inóculo produjo gas a la semana de su puesta en marcha, de una manera irregular

¹⁸ AGUDELO, Rubén. Tratabilidad de lixiviados producidos en rellenos sanitarios.1994. Tesis. Universidad de Antioquia.

¹⁹ MARTINEZ, Simón y VALDIVIA, Cruz Alberto. Tratamiento de los lixiviados de un vertedero en un sistema de lodos activados. En: XXVI Congreso Interamericano de ingeniería Ambiental.

²⁰ BORZACCONI, L y VIÑAS, M. Degradación anaerobio de lixiviado de relleno sanitario y postratamiento aerobio. En: Memorias , IV Seminario- Taller latinoamericano tratamiento anaerobio de aguas residuales. Bucaramanga, Noviembre (1996); p. 569-578.

al principio, pero regularizándose posteriormente. El biogás producido contiene un 65-70% de metano, los tiempos de retención evaluados van desde 5.2 y 35 días, obteniéndose remociones hasta del 80% de materia orgánica medida como la demanda química de oxígeno.²¹

Berrueta y Castrillon (1991) evaluaron la alternativa de tratamiento anaerobio para los lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos de la ciudad de Asturias (España), mediante el uso de digestores tipo UASB a escala piloto laboratorio con volumen de operación de dos litros, termostatizados a 35 °C y agitados magnéticamente. Los tiempos de retención hidráulicos estuvieron entre 36 y 12 días, obteniéndose porcentajes de depuración de hasta un 95% de DQO.²²

Otro trabajo de investigación por Berrueta y Castrillon (1997) fue estudiar el efecto del nitrógeno amoniacal y la concentración de metales sobre el tratamiento anaerobio de lixiviados de vertederos, mediante un pretratamiento por desorción, con el fin de eliminar el nitrógeno amoniacal en el influente y permitir también reducir el contenido de metales por precipitación. Para la realización de la parte experimental se construyeron tres reactores a escala piloto laboratorio tipo UASB inoculados con lodos procedentes de un digestor anaerobio de una azucarera. El digestor operó en continuo durante 122 días, alimentado con lixiviado bruto sin pretratamiento. El tiempo de retención hidráulico varió entre 1.45 y 3.75 días con cargas orgánicas entre 1.85 y 7.8 Kg DQO/m³día. El porcentaje de remoción fue del 73.3% y 88.2% y la producción de gas varió de 0.29 a 0.38 m³/Kg DQO_{removida}.

Teniendo en cuenta la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO), el tiempo de retención hidráulico (TRH) y la producción de gas, se consideró que el mejor comportamiento era el obtenido trabajando con un TRH de 1.6 días, siendo este TRH el elegido para estudiar el efecto del pretratamiento. Tres lixiviados brutos fueron tratados con diferentes cantidades de cal (10 g/l, 15g/l, 18.6 g/l). Además, se evaluó el comportamiento del proceso anaerobio alimentado con lixiviado bruto y

²¹ LEMA, Juan y IBAÑEZ, Enric. Tratamiento de los lixiviados de residuos sólidos urbanos por digestión anaerobia. En: Ingeniería Química, Abril 1986; p. 145 - 152

²² BERRUETA, J. y CASTRILLON, L. Tratamiento Anaerobio de lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos. En: tecnología del Agua. Enero, 1991. No 77, p. 70-74

lixiviado con pretratamiento a un mismo tiempo de retención hidráulico de 1.6 días. El grado de eliminación de DQO es el mismo (70 y 87% de DQO) así como el volumen de gas producido. Por lo tanto la reducción en el contenido de N-NH_4^+ y metales en la alimentación no parece afectar al proceso anaerobio. El efecto del pretratamiento es la eliminación parcial de N-NH_4^+ , metales y color, a costa de un consumo de reactivos y producción de lodo.²³

Mendez, Lema, y Blázquez (1988) estudiaron las características fisicoquímicas del lixiviado de rellenos sanitarios y sus alternativas para el tratamiento. Los dos factores característicos de un efluente son el flujo volumétrico y su composición. Su flujo está asociado a las condiciones climáticas donde está instalado el relleno; la composición está asociada con los residuos sólidos, la hidrología del sitio y la edad del relleno. Se describen tres formas de tratamiento de lixiviado:

- *Tratamiento combinado con agua residual.* Se realiza con el fin de asegurar un adecuado contenido de nutrientes durante el tratamiento. La principal dificultad se debe a la alta concentración de componentes orgánicos e inorgánicos presentes en los rellenos jóvenes y viejos respectivamente, además la alta concentración de metales puede inhibir la actividad biológica y reducir o eliminar la posibilidad de la aplicación del lodo como fertilizante.
- *Recirculación.* Consiste en recircular el lixiviado al relleno nuevamente. Desafortunadamente no siempre es posible debido a que el balance de agua en el relleno implica acumulación.
- *Tratamientos Biológicos.* Se recomienda el tratamiento anaerobio y aerobio solos, cualquiera de los anteriores seguido por un tratamiento fisicoquímico o una combinación tratamiento anaerobio-aerobio-fisicoquímico.²⁴

²³BERRUETA, J. y CASTRILLON, L. Efecto del N-NH_4^+ sobre el tratamiento anaerobio de lixiviados de vertederos. En: Ingeniería Química. Junio, 1997. p. 121 - 125

²⁴ MENDEZ, R, LEMA, Juan, and BLÁZQUEZ. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment : a review. En: Water, air and soil pollution. Vol 40(1988). p. 223-250

Otros de los trabajos de Lema y sus colaboradores (1989) se basó en la caracterización y evaluación del tratamiento anaerobio para el lixiviado de dos rellenos sanitarios (Relleno viejo y relleno nuevo), los cuales difieren en el tiempo de operación. El relleno viejo tiene más bajos los niveles de carga orgánica que el relleno nuevo. La tratabilidad del lixiviado fue estudiada en cuatro reactores, usando un sistema semicontinuo de lodo suspendido, con volumen de operación de 900 ml, de los cuales se operan tres digestores a 37 °C y el cuarto a temperatura ambiente. En la parte final de la investigación se usó un filtro anaerobio, empleando como medio de soporte anillos rasching.

Las variables investigadas fueron la adición de fosfato y la temperatura. El efecto de la adición de fosfato es de interés debido a las bajos niveles disponibles en el lixiviado; el efecto de la temperatura está relacionada con la eficiencia de la digestión anaerobia. En los resultados de esta investigación la adición de la fuente de fósforo resultó innecesaria; a temperatura baja el porcentaje de remoción también es menor. Para evaluar el inóculo del filtro, se consideraron dos muestras de lodo, en el primero filtro se trabajó con lodo de 51.96 g de SSV y el segundo con 5.90 g de SSV. El tiempo de retención hidráulico de operación fue de 1.8 días. La adaptación del lodo al lixiviado es un factor importante en el arranque y la estabilización del filtro. El lixiviado de rellenos jóvenes tiene mayor eficiencia en el porcentaje de remoción de materia orgánica empleando la digestión anaerobia. El filtro evaluado obtuvo reducción de materia orgánica con tiempos cortos de retención y es eficientemente estable a la variedad de perturbaciones (pH y carga orgánica).²⁵

Alkalay y colaboradores (1998) estudiaron el efecto de los compuestos tóxicos y refractarios en la tratabilidad anaerobia. Los compuestos refractarios son compuestos orgánicos recalcitrantes a la degradación biológica. Ellos difieren de las sustancias tóxicas en que su concentración no afecta los procesos biológicos, simplemente los microorganismos no los metabolizan. Los compuestos tóxicos pueden ser orgánicos e inorgánicos y su toxicidad depende no solo de su naturaleza

²⁵ MENDEZ, R, LEMA, Juan, BLÁZQUEZ, R and FORJAN C. Characterization, digestibility and anaerobic treatment of leachate from old and young landfills. En: Water science technology. Vol. 21. 1989; p. 145 - 155

sino también de la concentración y disponibilidad. Por lo tanto es necesario contar con métodos analíticos para su identificación, con el fin de obtener mejores resultados en el proceso anaerobio.²⁶

En la investigación realizada por Iza, Keenan y Switzenbaum (1992), evaluaron a escala piloto laboratorio un sistema conformado por un UASB y un filtro anaerobio, demostrando la tratabilidad del lixiviado por vía anaerobia.²⁷

Otro trabajo es el realizado por Wu y colaboradores (1988) quienes evaluaron dos filtros anaerobio para el tratamiento de lixiviado mezclado con agua residual e industrial reportando una concentración de carga orgánica de 21 g/l de DQO, siendo reducida en 91%. El biofiltro fue efectivo para la remoción de metales pero su arranque fue lento de aproximadamente 80 días²⁸.

En la investigación desarrollada por Wang y colaboradores evaluaron un sistema de tratamiento biológico para el lixiviado del relleno sanitario de Hong Kong, su carga orgánica fue de 15700 mg/L de DQO y 2300mg/l de nitrógeno amoniacal. El tratamiento consistió en la combinación de un proceso biológico (UASB) y un proceso fisicoquímico (Coagulación). El efluente final contenía 477mg/l de DQO, cumpliendo con la carga aceptada por las regulaciones de vertimientos de Hong Kong.²⁹

Timur y Ozturk (1997) estudiaron el tratamiento anaerobio del lixiviado de un relleno sanitario joven (3.5 años de utilidad) con una carga orgánica de COT de 5000 mg/L que fue tratado en reactores *batch* anaerobios a escala piloto laboratorio y un filtro

²⁶ ALKALAY, D., GUERRERO, L., CHAMY, R. & LEMA, J. Review: Anaerobic treatment of municipal sanitary landfill leachates: the problem of refractory and toxic components. En: World Journal of microbiology & biotechnology. Vol. 14, 1998. pag. 309-320.

²⁷ IZA, J., KEENAN, J. Y SWITZENBAUM, M.S. Anaerobic treatment of municipal solid waste landfill leachate: operation of pilot scale hybrid UASB /AF reactor. En: Water Science and technology. Vol 25, No 7. 1992. p.255-264

²⁸ WU, Y., HAO, J., OU, K & SCHOLZE, R. Treatment of leachate from a solid waste landfill site using a two stage anaerobic filter. En: Biotechnology and bioengineering. Vol 31. 1988. p.257-266

²⁹ WANG, Peng et al. Landfill leachate treatment with combined UASB and fenton coagulation. Resumen. En: www.konetic.or.kr/koneticreport/analreport/

híbrido en condiciones mesofílicas, operados a tiempos de retención hidráulicos de 10 y 1.5 días. En los reactores anaerobios se alcanza un 73.9% de remoción a 1.5 días y en el filtro un 65.3% a 2.4 días de TRH. La conversión promedio de metano es de $0.742 \text{ m}^3/\text{kg DQO}_{\text{removido}}$.³⁰

Diamadopoulos y colaboradores (1997) estudiaron la tratabilidad de un sistema biológico para el lixiviado de un relleno sanitario mezclado con agua residual domestica. La relación v/v fue de una parte de lixiviado y 9 partes de agua residual. La demanda química de oxígeno (DQO) de esta mezcla fue de 1090mg/L; su evaluación se realizó en un reactor de lodos activados a escala piloto laboratorio, manteniendo una concentración de sólidos suspendidos volátiles alrededor de 3500 mg/L. Los resultados demostraron que es posible establecer un tratamiento de lixiviado mezclado con agua residual doméstica. Se obtuvieron remociones de 95% en DBO.³¹

Hang, Sun y Sang (2001) observaron el comportamiento de un reactor UASB utilizado para el tratamiento de lixiviados generados en la fermentación acidogénica de desperdicios de comida. El tratamiento se realizó a 37 °C, obteniéndose remociones del 96% en carga orgánica medida como la demanda química de oxígeno. La producción de metano fue de 5.5 L/día. La eficiencia de remoción disminuyó debido a la flotación del lodo, el cual resultó de cortos tiempos de retención hidráulicos menores de 10.6 horas.³²

³⁰ TIMUR, H and OTURK, I. Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed filter. En: Water Science Technology. Vol. 36 No 6-7. pag 501-508, 1997

³¹ DIAMADOPOULOS, E; SAMARAS, P; DABOU, X and SAKELLAROPOULOS, G.P. Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. En: Water Science Technology. Vol. 36 No 2-3. pp. 61-68, 1997

³² HANG, Sik et al. Performance of UASB reactor treating leachate from acidogenic fermentation of food waste. En: Water Research .Vol.35 No. 14, pag 3441-3447,2001

2. PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

El desarrollo experimental empleado en la investigación se dividió en tres etapas:

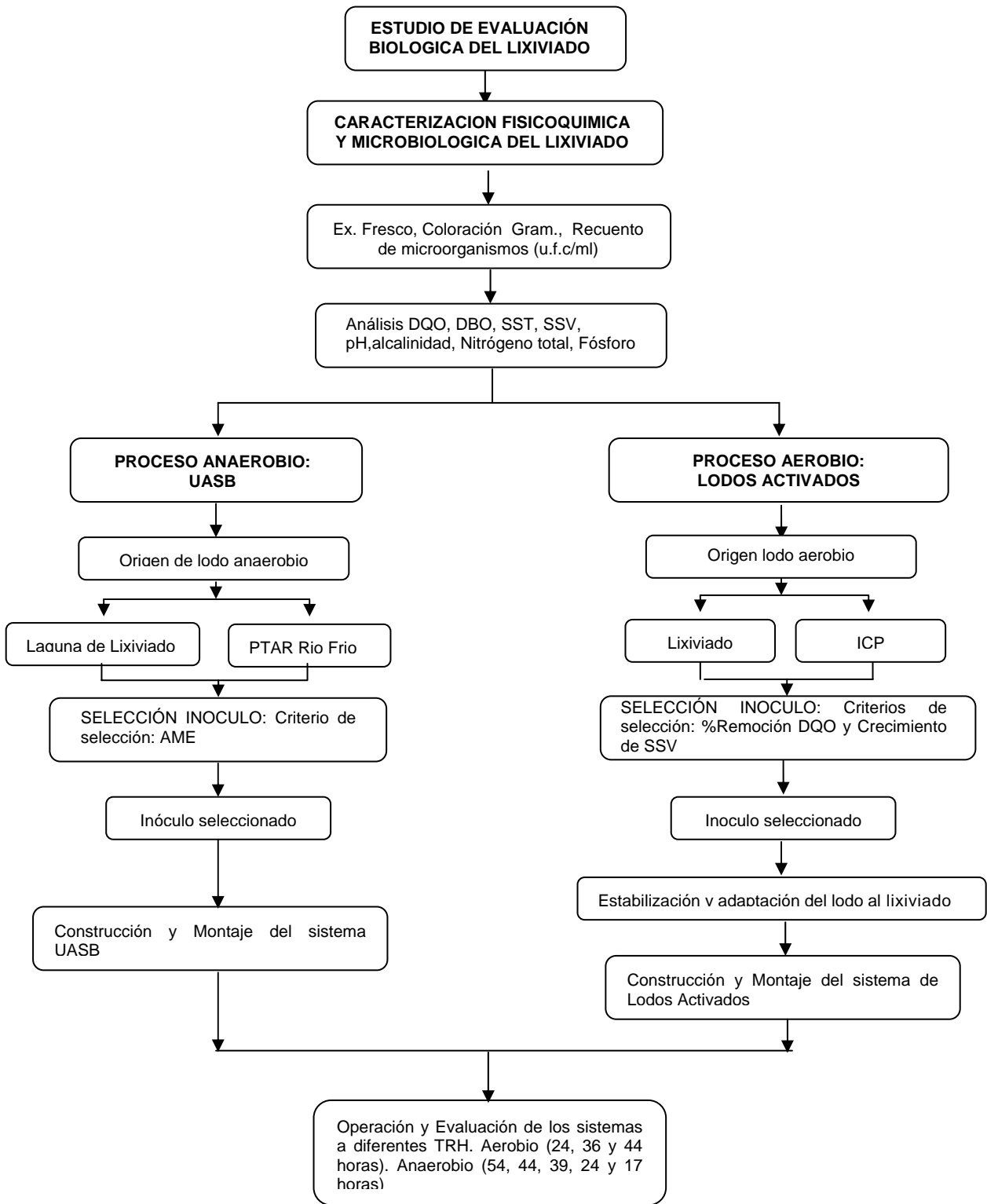
- ❖ Revisión bibliográfica acerca del tratamiento del lixiviado mediante procesos biológicos con el fin de establecer los sistemas viables en la biorremediación del lixiviado generado en el relleno sanitario “El Carrasco”.

- ❖ La caracterización fisicoquímica y microbiológica del lixiviado generado en el sitio de disposición final de residuos “El Carrasco” mediante la identificación de parámetros de calidad, determinación de metales y la recopilación histórica de los parámetros analizados en los monitoreos realizados por el CEIAM en los últimos dos años.

- ❖ Evaluación de los sistemas biológicos anaerobios y aerobios mediante el diseño, construcción y operación a escala piloto laboratorio del reactor de manto de lodos de flujo ascendente (UASB) y del sistema de lodos activados. Teniendo en cuenta la selección del inóculo para la puesta en marcha de los sistemas mencionados con el fin de lograr su estabilización a las características específicas del lixiviado, para posteriormente evaluar los sistemas a diferentes tiempos de retención hidráulicos con el fin de determinar los porcentajes de remoción de carga orgánica medida como la demanda química de oxígeno (DQO).

A continuación se representan cada una de las actividades desarrolladas a lo largo de la investigación:

Figura 8. Metodología empleada para evaluar sistemas de tratamiento biológico para la remoción de carga orgánica del lixiviado.



2.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El lixiviado para esta investigación se origina en el relleno sanitario “ El Carrasco”; el cual está localizado al sur occidente de Bucaramanga en la zona conocida como Malpaso, en Jurisdicción del municipio de Girón a 7 Km de la puerta del sol sobre la depresión de la quebrada el carrasco. El sitio de disposición final tiene un área aproximadamente de 90 hectáreas de las cuales 22 están en uso; recibe diariamente los residuos sólidos de Bucaramanga, Girón, Floridablanca, Piedecuesta y otros municipios cercanos al área metropolitana y se depositan diariamente cerca de 700 toneladas de basura.

Actualmente “El Carrasco” consta de dos zonas claramente identificables; la cárcava de disposición actual de residuos que produce un caudal de lixiviado variable (0,5- 1 l/s), debido a que aún no tiene la cubierta final. Dicha zona se encuentra clasificada en la fase intermedia anaerobia donde se inicia el crecimiento de las bacterias metanogénicas y por ende la producción de metano (pH del lixiviado entre 7- 8), mientras que la segunda zona clausurada que consta de una cubierta final, según estudios hechos por el CEIAM en el año de 2.000 para su desgasificación está clasificada en la fase IV de la degradación (etapa final del proceso metanogénico). Esta última zona produce un caudal de lixiviado mucho menor (aproximadamente 0.2- 0.5 l/s con un pH entre 8- 9). El caudal total de lixiviado generado por el relleno sanitario en estudio será la suma de estas dos corrientes, distintas en composición y características físicas.

El Impacto ambiental producido por el lixiviado del relleno sanitario “El Carrasco” en la quebrada “La Iglesia”, disminuirá si se implementa un sistema de tratamiento combinado mediante un sistema biológico, con el fin de eliminar la materia orgánica fácilmente degradada contenida en el lixiviado para posteriormente ser tratado en un proceso fisicoquímico (secundario) para eliminar la materia orgánica de difícil degradación y que obtendría mejores eficiencias que las obtenidas hasta ahora.

2.2 CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO PROVENIENTE DEL RELLENO SANITARIO DE BUCARAMANGA.

La composición química del lixiviado depende de las características de los residuos, la naturaleza del material de recubrimiento, las condiciones climáticas y la edad del relleno. El factor más importante que afecta a la composición es el representado por los procesos biológicos que tienen lugar en el vertedero. Los procesos anaerobios son los predominantes y por lo tanto en la composición de los lixiviados aparecen productos intermedios de este tipo de degradación, junto con compuestos solubles pero difíciles de degradar.

La caracterización del lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga se realizó químicamente y microbiológicamente.

2.2.1. Análisis químico del lixiviado. El análisis de la composición química del lixiviado busca establecer la presencia y cantidad de nutrientes, inhibidores y sustancias tóxicas necesarias para el establecimiento de las poblaciones microbianas y la consecuente remediación del lixiviado. La información analizada corresponde a datos obtenidos en 1999, 2000, 2003 proporcionados por la Empresa Metropolitana de Aseo de Bucaramanga y la Corporación de la Defensa de Bucaramanga y en el año 2001 y 2002 obtenidos en los monitoreos realizados por el CEIAM-UIS. Estos datos fueron recolectados del lixiviado tal como sale de la zona de disposición de los residuos sólidos.

Se analizó la información correspondiente al lixiviado puro sin ninguna clase de tratamiento. Se calculó la relación DBO / DQO, DBO / N, DBO / P y las relaciones DBO : N : P : Fe. Además se revisaron parámetros como pH, temperatura, cloruros, dureza, ortofosfatos, metales como cadmio, níquel, plomo; fenoles, sólidos totales, sólidos volátiles totales, sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales.

2.2.2 Análisis microbiológico del lixiviado, Lodo Aerobio

El análisis microbiológico del lixiviado y del lodo aerobio se realizó mediante:

- Examen en fresco.
- Coloración de Gram.
- Recuento de microorganismos por la técnica de recuento en placa (Expresado como u.f.c/mL)
- Aislamiento de bacterias.

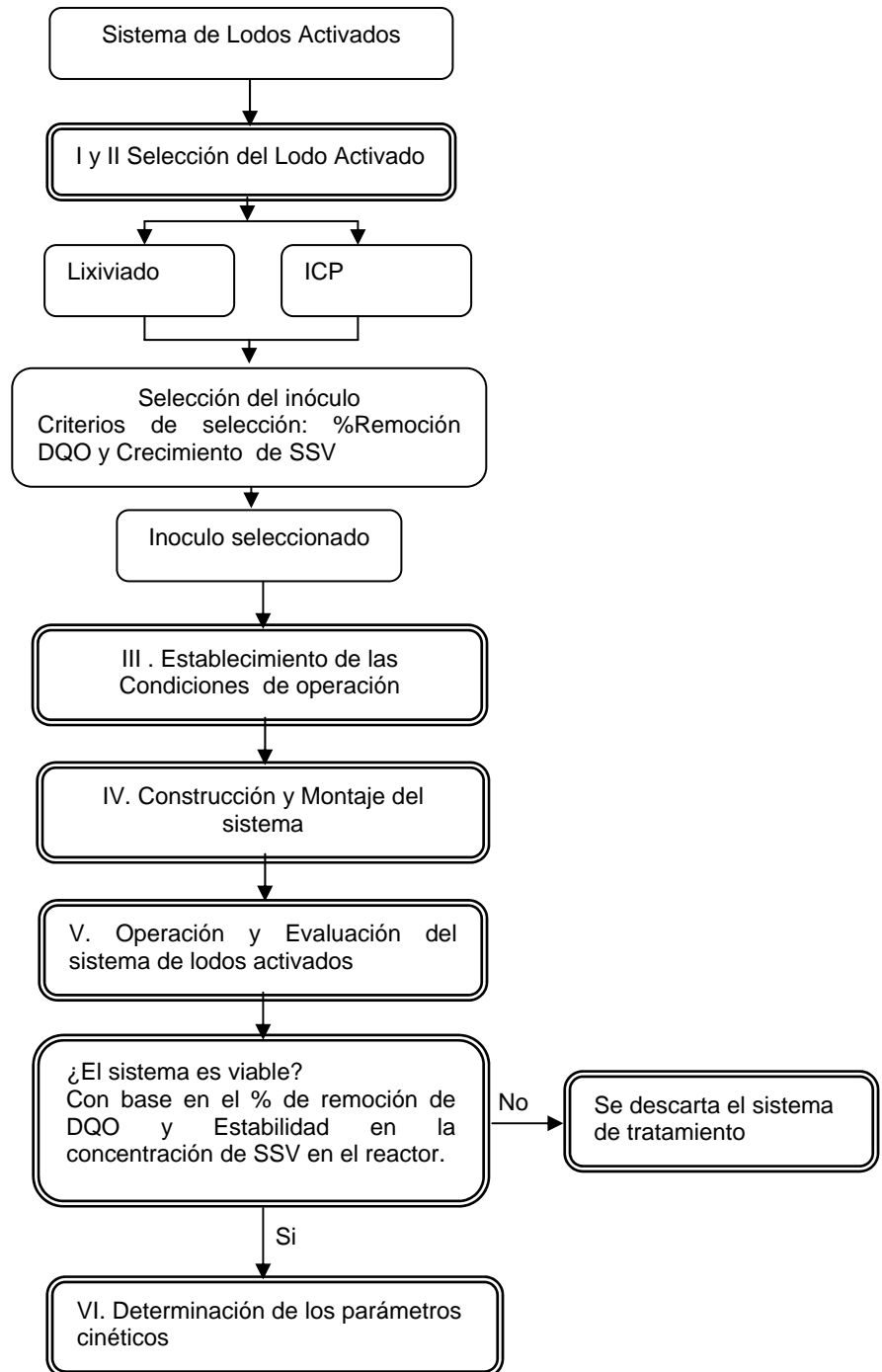
2.3 ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO AEROBIO: LODOS ACTIVADOS.

Durante esta etapa se realizaron las siguientes actividades como se pueden observar en la tabla 5 y en la figura 9.

Tabla 5. Etapas desarrolladas en el proceso de lodos activados.

EXPERIMENTOS REALIZADOS	ETAPAS EVALUADAS	VARIABLES MEDIDAS
Fase I. Selección del lodo Activado	<ul style="list-style-type: none"> ❖ A partir del Lixiviado. ❖ Lodo de la PTAR del ICP 	SST, SSV, DQOremovido, pH
Fase II. Adaptación del lodo activado de la PTAR ICP al lixiviado	<i>Etapa A:</i> (v/v) 60% de Lodo y 40%Lixiviado.	pH, V, SST, SSV del lodo, DQOremovido
	<i>Etapa B:</i> (v/v) 60% de lodo, 40% Lixiviado, Fuentes adicionales: Melaza, Nutrecan, Fósforo	V del lodo,pH
	<i>Etapa C:</i> (v/v) 10% lodo y 90% lixiviado.	pH del liquido mezcla, volumen, SST, SSV del lodo, DQOremovido
Fase III: Establecimiento de las condiciones de operación del sistema de lodos activados	<i>Etapa D:</i> (v/v) 10% lodo y 90% lixiviado, Fuente de Carbono adicional (0.5, 0.25 % en peso),	Volumen, pH del lodo, DQOremovido, SST y SSV del Liquido Mezcla,
	<i>Etapa E:</i> (v/v) 10% lodo y 90% lixiviado. Fuente de carbono adicional 0.5% y variación del caudal de aire.	DQOremovido, SSV y SST del liquido Mezcla
Fase IV. Operación y Evaluación del sistema de lodos activados.		SSV y SST del liquido Mezcla

Figura 9. Diagrama de Flujo para la Experimentación del Sistema de tratamiento aerobio: Lodos Activados



2.4 ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO ANAEROBIO: REACTOR DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE – UASB. Para el arranque del biorreactor a escala piloto laboratorio en continuo, el volumen de lodo debe estar adaptado a las condiciones específicas del lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga, teniendo en cuenta lo anterior se establecieron las actividades presentadas en la figura 10 y en la tabla 6 cuyas etapas se describen a continuación:

Figura 10. Diagrama de Flujo de la Experimentación del Sistema Anaerobio.

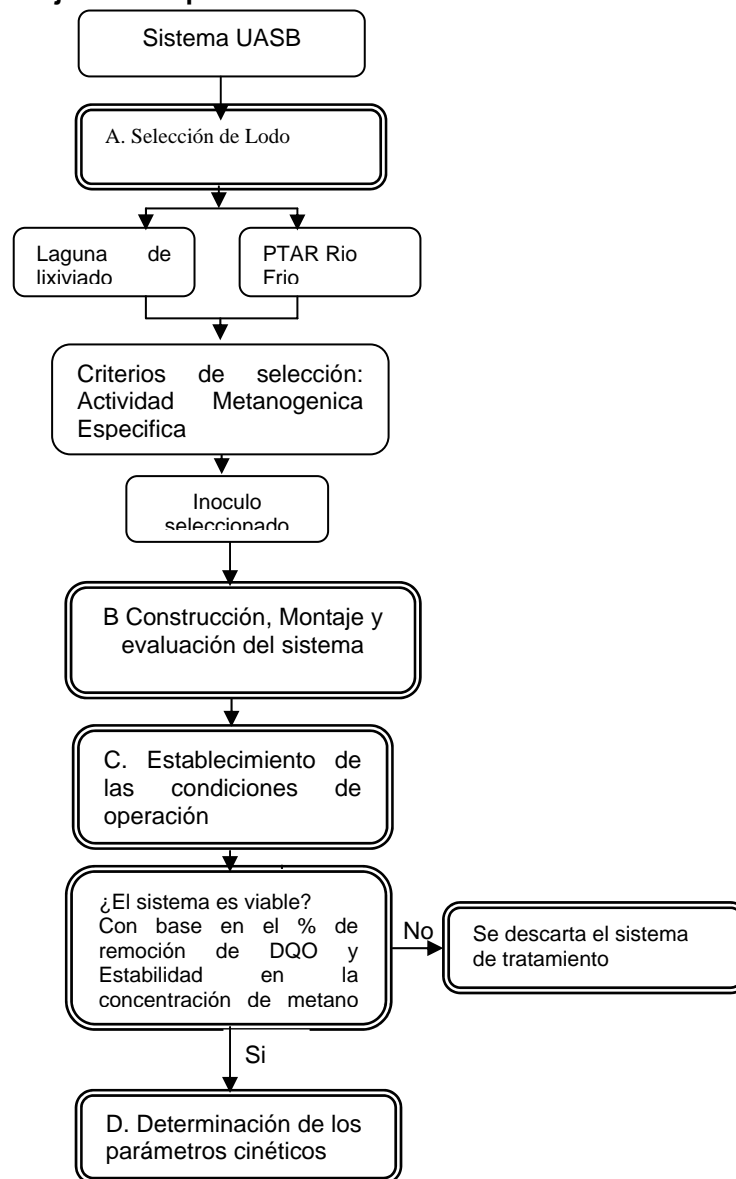


Tabla 6. Etapas desarrolladas en el proceso anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente UASB .

EXPERIMENTOS REALIZADOS	ETAPAS EVALUADAS	VARIABLES MEDIDAS
Fase A. Selección del inóculo	<ul style="list-style-type: none"> ❖ Lodo de la laguna facultativa No 1 del relleno sanitario de Bucaramanga. ❖ Lodo de la PTAR de Bucaramanga (UASB) 	Actividad metanogénica específica
Fase B. Construcción, montaje y evaluación del sistema.		
Fase C. Establecimiento de las condiciones de operación	<p>Fase 1: Adaptación del inóculo en ambiente externo al reactor (90 días).</p> <p>Fase 2: Adaptación del inóculo a las características fisicoquímicas del lixiviado en el reactor operado en forma semicontinua (35 días).</p> <p>Fase 3: Operación en continuo del reactor a escala piloto laboratorio.</p> <p>Fase 4: Reinoculación del reactor con lodo fresco proveniente de la PTAR de Bucaramanga " Río Frio "y lodo adaptado externamente durante la fase 1.</p> <p>Fase 5: Evaluación simultánea de dos reactores donde el inóculo del primer reactor fue lodo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Bucaramanga "Río Frio" y el inóculo del segundo reactor fue una mezcla de lodo de la misma planta con lodo de una porcícola en proporciones volumétricas iguales.</p>	% de volumen de metano en el Biogás
Fase D. Determinación de las constantes cinéticas en el sistema UASB. SSV y SST del líquido Mezcla		

3.CARACTERIZACIÓN DEL LIXIVIADO DEL RELLENOS SANITARIO DE BUCARAMANGA “ EL CARRASCO”.

El análisis de la composición química del lixiviado busca establecer la presencia y cantidad de nutrientes, inhibidores y sustancias tóxicas y sus relaciones entre sí necesarias para el establecimiento de las poblaciones microbianas y la consecuente bioremediación del agua residual.


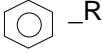
3.1.1 Análisis de la Composición Química.

Existen tres clasificaciones o categorías específicas de sustancias que generalmente son analizadas en un vertimiento como el lixiviado y son: los *Compuestos Orgánicos Volátiles COVs y Semivolátiles*, los *Metales* y los *Parámetros de Calidad del Agua*. En esta sección se describirá cada uno de estos indicadores de contaminación presente en el lixiviado que se genera en el sitio de disposición de residuos sólidos de la ciudad de Bucaramanga “El Carrasco”. El estudio experimental de la caracterización del lixiviado comprende la evaluación de los parámetros fisicoquímicos en el punto 1 (Lixiviado antes de entrar a la laguna No 1), mediante la evaluación de los compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles por análisis cromatográfico y evaluación de los parámetros de calidad del agua mediante recopilación histórica de los datos proporcionados tanto por la empresa de aseo de Bucaramanga y la corporación de la defensa de la meseta de Bucaramanga y por el CEIAM para los años 1999,2000, 2001 y 2003 respectivamente.

Compuestos Orgánicos Volátiles, VOCs En el análisis de cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas (GC/MS) efectuado al lixiviado por el laboratorio de Cromatografía de la escuela de Química- UIS fueron identificados alrededor de 70 compuestos entre VOCs, semivolátiles, ácidos grasos, alcoholes, ésteres y ftalatos. Para esto, se obtuvieron extractos con procedimientos de extracción líquido-líquido para compuestos orgánicos de muestras acuosas. (Soxhlet y LLEC) descritos en el manual SW-846 de la EPA, procedimiento 3520C, utilizando como solventes Diclorometano y Pentano. A continuación se listan en la

Tabla 7 los principales compuestos identificados junto a sus características de toxicidad y su efecto en la salud humana.

Tabla 7. Principales compuestos orgánicos encontrados en el estudio de cromatografía (GC/MS) al lixiviado generado en el relleno sanitario de Bucaramanga.

% PROM, CANTIDAD RELATIVA	COMPUESTO	GRUPO FUNCIONAL
0.27	Ciclohexanol	-OH
1.69	Fenol	
15.46	4-Metilfenol	
17.69	Acido Octanoico	-COOH
19.69	1-Metil-2- pirrolidiona	R-CO-R
1.17	Terpinen-4-ol	
3.37	α - Terpineol	
11.87	Canfeno	
1.85	Timol	
1.01	Nicotina	Pirrolidina
1.18	Trimetil- octahidronaftalen ona	R-CO-R
1.3	2(3H)- Benzotiazolona	R-CO-R
0.36	N- Butilbencenosulf oamida	-COO-NH ₂
2.55	2- Metilito- benzotiazol	-OH
38.40	Dioctil ftalato	
8.17	Bis-(2-Etilhexil ftalato)	-COO-

Fuente: CEIAM, 2.002- NR: No reportado

Metales. En la tabla 8 se encuentra la lista de los metales encontrados en el lixiviado de “El Carrasco”, analizados por Absorción Atómica de llama a partir de las digestiones propuestas en el manual SW-846 de la EPA, (Métodos: 3010a. “Digestión ácida de muestras acuosas y extractos” y 3050b. “Digestión ácida de sedimentos lodos y suelos”).

Tabla 8. Concentración de los principales metales encontrados en el lixiviado de “ El Carrasco”.

METALES	VALOR [p.p.m]	NORMA	EFFECTOS A LA SALUD
Hiero, Fe	3.46	0.3 máx	Es el responsable del mal sabor y color del agua produce daño estomacal pasajero.
Cromo, Cr	0.52 – 0.79	-	Particularmente el hexavalente es cancerígeno, mutágeno, produce efectos pulmonares y respiratorios, irritación a los ojos.
Cobre, Cu	0.16 - 0.18	1.0 máx	Las aguas contaminadas con altos niveles de cobre (> 5 mg/l), pueden producir malestares gastrointestinales pasajeros.
Niquel, Ni	0.52 – 1.64	-	Probable cancerígeno, mutágeno, efectos pulmonares y respiratorios, irritación a los ojos y la piel, perjudicial al hígado y riñón.
Magnesio, Mg	21.75	-	Produce vapores tóxicos al inflamarse debido a que es un metal ligero.
Zinc, Zn	4.0	-	Tanto el Zn como sus sales son muy tóxicas a concentraciones entre 40- 50mg/l, produciendo nauseas y fatiga. Puede provocar anemia.

Fuente: CEIAM, 2.002- 2.003

Parámetros de calidad del agua. En la tabla 9 se encuentran listados los parámetros de calidad analizados al lixiviado generado en “El Carrasco” durante los años 2.002 y 2.003, a partir de muestras compuestas o representativas que se toman en un monitoreo, durante un intervalo de tiempo de 8 horas.

Tabla 9. Parámetros de calidad del agua realizados al lixiviado que se produce en el sitio de disposición final el “Carrasco”.

PARÁMETRO	Monitoreo 2.002	Monitoreo 2.003
pH	8.31	7.6
Alcalinidad Total [mg/l CaCO ₃]	6210	10900
Cloruros [mg/l Cl ⁻]	-	1932
Dureza [mg/l CaCO ₃]	2420	920
Color [Uni. Pt-Co]	9533	5625
Turbiedad [NTU]	416	938
DBO ₅ [mg/l O ₂]	7782.4	2670
DQO [mg/l O ₂]	14000	3950
ST (sólidos totales) [mg/l]	16230	11684
STV (sólidos totales volátiles) [mg/l]	7264	4800
SST (sólidos suspendidos totales) [mg/l]	405	158
SSTV(sólidos suspendidos totales volátiles) [mg/l]	190	97

Fuente: CEIAM, 2.002- 2.003

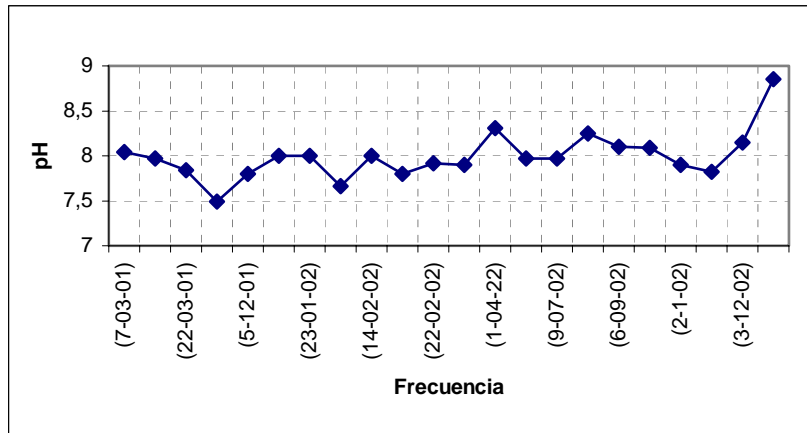
La recopilación histórica de los monitoreos realizados por el CEIAM, CDMB y un laboratorio particular de la ciudad proporcionan una base para establecer una tendencia general entre la composición del lixiviado y la edad del relleno. Teniendo como base estos estudios se presentan a continuación los resultados obtenidos de los parámetros fisicoquímicos más comunes (pH, DBO₅, DQO, ST, SST) del lixiviado generado en el sitio de disposición final de residuos sólidos “El Carrasco”, efectuados desde el año 2.001 hasta el presente.

Basados en la recopilación histórica de los datos del lixiviado presentada en la tabla anterior, los procesos biológicos prometen buenos resultados en el tratamiento del lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga “El Carrasco”. Sin embargo, muestra que el uso directo de un proceso de tratamiento ya sea fisicoquímico o biológico no produce el mismo grado de remoción que un proceso combinado (Biológico - Físicoquímico).

- Variación de pH. El pH desde hace 3 años ha tenido un comportamiento constante en un intervalo entre 7,8 – 8,8 (ver grafica 1), aunque el lixiviado actualmente es el resultado de la mezcla de dos zonas de disposición diferentes (una clausurada y otra en disposición). El valor de pH confirma la actividad metanogénica en que se encuentra el relleno. Durante el período de investigación se observó un comportamiento característico que tuvo el lixiviado en la medición del pH, y es su gran inestabilidad, tal vez debido a la presencia de distintas sustancias que hacen del lixiviado variar este parámetro fuertemente con la temperatura.

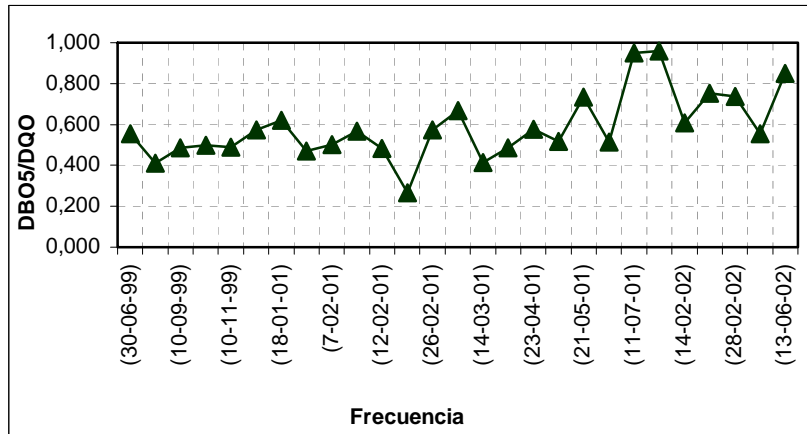
Los altos valores de pH en el lixiviado con el tiempo reflejan el descenso de la concentración de ácidos grasos volátiles libres debido a que el relleno se encuentra en la fase metanogénica de descomposición.

Gráfica 1. Comportamiento del pH durante los años (2.001-2.003)

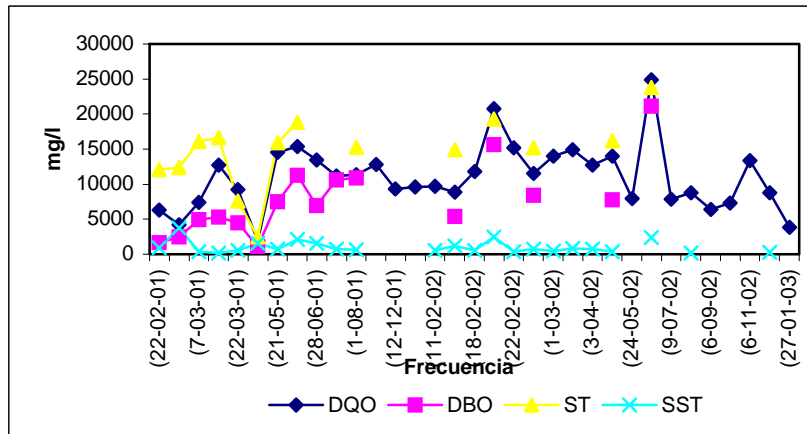


- Variación de parámetros físicos como sólidos y orgánicos DQO, DBO₅. En la Gráfica 2, se muestran las variaciones de las cargas orgánicas representadas en DBO₅ y DQO, durante un periodo de tres años, donde se mantienen en promedio una relación DBO₅/ DQO ≥ 0.5; confirmando la necesidad de implementar un tratamiento biológico del lixiviado que consuma la mayor carga orgánica (DBO₅).

Gráfica 2 . Relación DBO / DQO obtenidas en los monitoreos realizados al lixiviado entre los años 2.001-2.003.



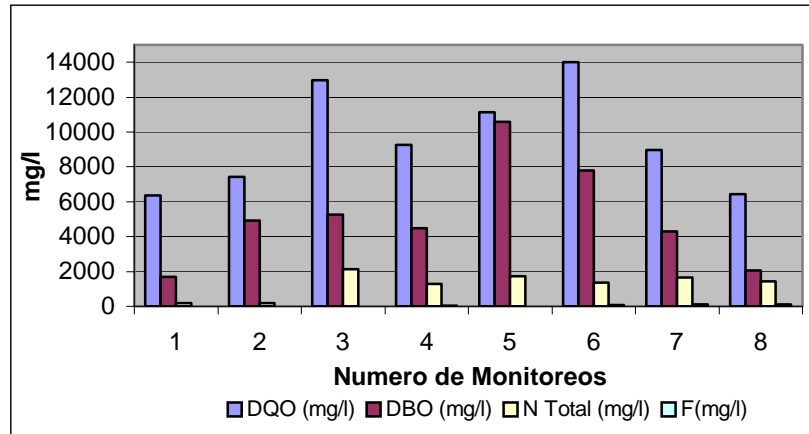
Gráfica 3. Variación de parámetros comunes (DQO, DBO₅, y sólidos) del lixiviado entre los años 2.001-2.003.



Si bien el contenido de sólidos (ST) en la matriz problema es alta, éstos están representados en su mayoría por sólidos disueltos que no se pueden separar por los procedimientos convencionales de sedimentación, sino que requieren de un tratamiento especial. El contenido de sólidos volátiles totales muestra que el 30% de los sólidos son materia orgánica, luego esto certifica la posibilidad de remover esta porción del lixiviado por vía biológica.

- **Requerimientos Nutricionales.** Durante la etapa de experimentación se midieron los requerimientos nutricionales del lixiviado en 8 monitoreos realizados durante los años 2001-2002, mediante muestras compuestas. (ver gráfica 4)

Gráfica 4. Concentración de los parámetros fisicoquímicos para los requerimientos nutricionales del lixiviado del relleno sanitario “El Carrasco”



Las concentraciones promedio de los requerimientos nutricionales encontradas en el lixiviado son: DBO: 5140, Nitrógeno: 1254.12, Fósforo: 43.68; para la evaluación del sistema biológico aerobio de lodos activados las concentraciones necesarias para el crecimiento de los microorganismos aerobios son: DBO:5140; N: 154.215; P:35.98, por lo tanto los nutrientes están por encima de los rangos recomendados. Mientras que para los sistemas anaerobios los nutrientes están: DBO: 5140; N: 59.97; P: 8.56, por lo tanto no es necesario la adición de fuentes adicionales al lixiviado, para ninguno de los dos procesos estudiados.

Un requerimiento adicional en sistemas anaerobios son las trazas de metales necesarios para activar las enzimas clave de la metanogénesis, aunque una presencia excesiva de metales pesados ocasiona fallas en dichos sistemas, debido a que el níquel, el cobre, zinc, y mercurio pueden inhibir a la microflora anaerobia a concentraciones mayores de 1 mg/l. Mientras que para el proceso aerobio una concentración de metales mayor de 2.0 mg/l puede inhibir la actividad bacteriana.

Las concentraciones promedio de los micronutrientes encontradas en el lixiviado ayudan a la activación de las enzimas, pero el hierro presenta una concentración elevada y por lo general no es tóxico, lo que es una ventaja ya que puede tener una función útil cuando se acompaña con sulfuros para reducir la toxicidad de los otros metales pesados.³³

Otro parámetro que se considera es la concentración de sulfuros en el lixiviado; reportando una concentración promedio de 6.7 mg/l, puede ocasionar problemas de olor por la generación de ácido sulfhídrico.

3.1.2 Análisis microbiológico

La caracterización microbiológica completa de un agua residual comprende el análisis de preparaciones en fresco, coloración de Gram y aislamiento y cultivo de poblaciones de microorganismos particulares (metanogénicas, acetogénicas, sulfatoredutoras, degradadoras de VOCs, etc) mediante la recuperación en medios específicos o por la técnica de recuento de organismos expresada como recuento de unidades formadoras de colonia por mililitro en el agua residual.

3.1.2.1 Examen en Fresco. El lixiviado del Relleno Sanitario El Carrasco tiene apariencia líquida, color que puede variar desde café claro a negro, olor fétido y, con frecuencia, alta turbidez. El lodo de la planta de tratamiento de aguas residuales del Instituto Colombiano del Petróleo (ICP) es de características floculentas, de color café y con alta propiedad de sedimentabilidad.

En los exámenes en fresco del lixiviado y del lodo aerobio sin adaptar al lixiviado, se observó una microbiota mixta con el predominio de formas bacterianas bacilares rectas y curvas, largas y cortas; sobresaliendo la formas espirales de gran movilidad tipo sacacorcho. Se observaron además formas de cocos, coco-bacilos y algunos quistes de protozoos. Aunque el examen en fresco sólo aporta información global sobre la salud y variedad relativa de las poblaciones allí contenidas, no produce

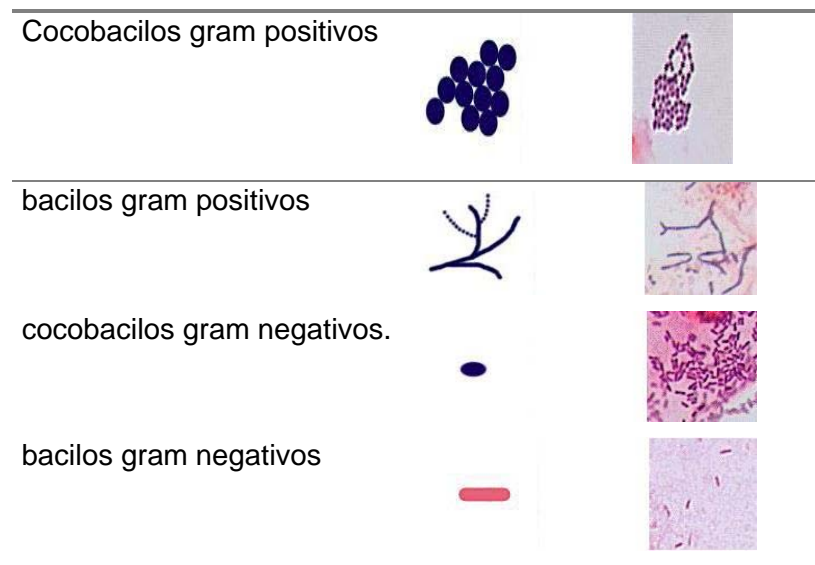
³³ RITTMANN, Bruce & McCarty Perry. Biotecnología del Medio Ambiente. Principios y Aplicaciones. McGrawHill Interamericana, España, 2001. pags 584 -590

ningún tipo de información sobre la naturaleza metabólica de los organismos y, por ende, sobre su capacidad para actuar y/o biodegradar el lixiviado.

3.1.2.2 Coloración de Gram. La tinción de Gram es uno de los métodos de tinción más importantes en el laboratorio bacteriológico para la caracterización morfológica microscópica de los organismos y permite diferenciar entre dos grandes grupos que hacen referencia a la morfología celular bacteriana de Gram positivos y Gram negativos.

Tanto en las muestras de lixiviado como en el lodo después de la coloración de gram se evidenciaron abundantes cocobacilos Gram positivos, bacilos Gram positivos, cocobacilos y bacilos Gram negativos.

Figura 11. Apariencia de los Microorganismos utilizando coloración de Gram



3.1.2.3 Recuento de microorganismos por la técnica de recuento en placa (Expresado como u.f.c./mL). El recuento de microorganismos se realizó al lixiviado y al lodo de la Planta de tratamiento de aguas residuales del Instituto Colombiano del Petróleo (ICP) sin adaptar a las características específicas del lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga. Los resultados se presentan a continuación:
En el lodo se obtuvo un recuento de 39×10^7 ufc/mL sobre Agar Lixiviado bajo condiciones de incubación oxigénica; en agar nutritivo preparado con lixiviado, el recuento fue de 69×10^7 u.f.c./mL de lodo y en agar Mc Conkey se observaron $11 \times$

10⁶ u.f.c fermentadoras / ml y 45 x 10⁵ u.f.c. no fermentadoras / ml, con un recuento total de 151 x 10⁵ u.f.c. Gram negativas / ml de lodo activado.

En el lixiviado se obtuvo un recuento de 16 x 10⁶ ufc./ml totales sobre agar nutritivo preparado en lixiviado, bajo condiciones de incubación oxigénica y en agar mac conkey se observaron 122 x 10⁴ ufc no fermentadoras de lactosa / ml y de 90 x 10⁴ ufc fermentadoras de lactosa/ ml para un recuento total de 21 x 10⁵ ufc. Gram negativas / ml de lixiviado. Como se aprecia el lixiviado contiene una alta carga microbiana oxigénica, la que se espera posea una alta actividad degradadora por su adaptación a las condiciones del lixiviado. Esta actividad microbiana se puede potenciar bajo condiciones específicas de crecimiento, facilitando una soporte de “inmovilización.

3.1.2.4 Aislamiento de bacterias. Las Tablas 10, 11, 12 y 13 resumen las características macroscópicas y microscópicas de las cepas aisladas a partir del lixiviado y del lodo en condiciones aerobias en los medios de cultivo Agar Lixiviado, Agar Nutritivo preparado con lixiviado.

Tabla 10. Rasgos macroscópicos y microscópicos de las cepas bacterianas aisladas en Agar Lixiviado del lixiviado.

Cepa	Observación macroscópica	Observación microscópica
L-1	Colonia mediana, borde regular, brillante, amarilla y convexa	Bacilos Gram positivos
L-2	Colonias medianas y puntiformes, blanca, brillante, borde continuo y convexa	Bacilos Gram positivos
L-3	Colonia medianas y puntiformes, convexa, brillante, café claro y borde continuo.	Bacilos Gram positivos
L-4	Colonia café, mediana, plana, brillante y borde irregular.	Bacilos Gram negativos
L-5	Colonia blanca, mediana, plana, brillante y borde irregular.	Bacilos Gram negativos
L-6	Colonia café claro, grande, plana, opaca y borde irregular.	Bacilos Gram positivos

Predominio de poblaciones: L-3 > L- 1 = L-5 > L-4 > L-2 > L-6

Tabla 11. Rasgos macroscópicos y microscópicos de las cepas bacterianas aisladas en Agar Nutritivo preparado con lixiviado del Lixiviado.

Cepa	Observación macroscópica	Observación microscópica
L-7	Colonia mediana, rosada, convexa, brillante, mamelonada y borde continuo.	Bacilos Gram positivos
L-8	Colonia mediana, café claro, con depresión central, opaca y borde irregular.	Bacilos Gram positivos
L-9	Colonia mediana, blanca, opaca, elevada y borde irregular.	Bacilos Gram positivos

Tabla 12 . Rasgos macroscópicos y microscópicos de las cepas bacterianas obtenidas en Agar Lixiviado del lodo.

Cepa	Observación macroscópica	Observación microscópica
A-1	Colonia mediana, borde regular, brillante, amarilla y convexa	Cocobacilos Gram positivos
A-2	Colonias medianas y puntiformes, blanca, brillante, borde continuo y convexa	Bacilos Gram positivos
A-3	Colonia medianas y puntiformes, convexa, brillante, café claro y borde continuo.	Cocobacilos Gram positivos

Predominio de poblaciones: A-1 > A-2 > A-3

Tabla 13. Rasgos macroscópicos y microscópicos de las cepas bacterianas obtenidas en Agar Nutritivo preparado en lixiviado del lodo.

Cepa	Observación macroscópica	Observación microscópica
A-4	Colonia grande, café, brillante, borde irregular y plana.	Bacilos Gram negativos
A-5	Colonia grande, borde irregular elevado, brillante, café.	Bacilos Gram positivos
A-6	Colonia mediana, rosada en el centro, clara en la periferia, brillante, borde regular y convexa.	Bacilos Gram negativos en forma de coma
A-7	Colonia mediana, beige, mamelonada, brillante, borde regular y convexa	Cocobacilos Gram positivos

Predominio de poblaciones: A7 > A5 > A6 = A4

Analizando las tablas de las cepas obtenidas en las dos muestras (lodo y lixiviado), según la observación y descripción tanto macroscópica como microscópica de éstas, se puede concluir que las cepas A-1, A-2 y A-3 encontradas en el lodo activado corresponden con exactitud a las cepas L-1, L-2 y L-3 encontradas en el lixiviado; demostrándose así que ciertos consorcios microbianos se mantienen presentes en las dos muestras analizadas.

Para verificar la información mencionada anteriormente se procedió nuevamente a realizar las siembras de las dos muestras (lodo y lixiviado) en agar mac conkey encontrándose cinco cepas y en agar nutritivo tres cepas idénticas tanto en descripción macroscópica y microscópica y siendo sometidas dichas cepas a identificación por medio de serie bioquímicas y el sistema BBL cristal E/NF. (Ver tablas 14,15 y 16).

Tabla 14. Identificación de Microorganismos Aerobios en las muestras de lodo y lixiviado sembradas en agar nutritivo.

Cepa	Observación Macroscópica	Observación Microscópica	Catalasa	Otros medios	Identificación
1	Colonia blanca, pequeña, Compacta, convexa	Cocos Gram positivos, agrupados en racimos	Positiva	Mac conkey: Negativo	Posible: Staphilococcus Spp
2	Colonia mediana, amarilla, borde continuo, lisa, convexa	Bacilos Gram positivos con extremos curvos y esporas terminales	Positiva	Mac conkey Negativo	Posible: Bacillus Spp
3	Colonia mediana, verde, bordes continuos, convexa, brillante	Bacilos Gram negativos semicurvos	Positiva	Mc negativo TSI K/K LIA K/K Agar positivo BBL CRYSTAL	Konkey sangre Pantoea aglomerans

En el lixiviado a parte de las cepas reportadas anteriormente se encontró la siguiente:

Tabla 15. Identificación de Microorganismos Aerobios en las muestras de lixiviado.

CEPA	OBSERVACION MACROSCOPICA	OBSERVACION MICROSCOPICA	SERIE BIOQUIMICA	IDENTIFICACION
1	Colonia plana, pequeña, café, mucoide, irregular, convexa	Bacilo negativo	Gram BBI Crystal	Cryseobacterium indologenes

Tabla 16. Identificación de Microorganismos aerobios en las muestras de lodo y lixiviado.

Cepa	Observación Macroscópica	Observación microscópica	Serie Bioquímica	Identificación
L-L1	Colonia mediana, borde continuo, plana, rosada, rugosa	Bacilo gram negativo	TSI A/A LIA K/K CITRATO negativo UREA negativo SIM positivo ROJO METILO negativo VOGES P. negativo PPA negativo MALONATO negativo MOTILIDAD positiva	Escherichae coli*
L-L2	Colonia grande, borde irregular, plano, incoloro, lisa	Bacilo gram negativo	TSI A/A LIA k/A CITRATO negativo UREA negativo SIM positivo ROJO METILO positivo VOGES P. negativo PPA negativo MALONATO negativo MOTILIDAD negativo OXIDASA POSITIVO INDOL POSITIVO BBLCRYSTAL	Aeromona hidrophila
L-L3	Colonia pequeña, café, borde irregular, convexa, mucoide.	Bacilo negativo Gram	TSI k/A LIA K/K CITRATO negativo UREA positivo SIM negativo ROJO METILO negativo VOGES P. negativo PPA negativo MALONATO negativo MOTILIDAD negativo	Flavobacterium multivorium
L-L4	Colonia rosada, plana, borde irregular, halo claro, mucoide	Bacilo gram negativo	TSI A/A LIA k/k CITRATO negativo UREA negativo SIM negativo ROJO METILO negativo VOGES P. negativo PPA negativo MALONATO negativo MOTILIDAD negativo	Klebsiella ozanae*
L-L5	Colonia mediana, borde irregular, rosada, brillante, mucoide, lisa, convexa.	Bacilo Gram negativo	BBL CRISTAL	Enterobacter cloacae

Las bacterias identificadas se encuentran en ambientes acuáticos como son los cuerpos de agua.

La caracterización microbiológica del lodo anaerobio de la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frío se basó en información suministrada por la Corporación de la defensa de la Meseta de Bucaramanga. Donde los tipos microbianos identificados en el lodo son: *Bacterias sulfato reductoras*, *Bacterias metanogénicas*, *Klebsiella pneumoniae*, *Klebsiella ozanae*, *Enterobacter aerogenes*, *enterobacter agglomerans*, *escherichia coli*, *aeromonas spp*, *flavobacterium*, *pseudomonas spp*, *enterobacter cloacae*, entre otras.³⁴

³⁴ Mejoramiento del bioproceso de tratamiento de las aguas residuales domésticas en la planta de Río Frío. UIS-CINBIN; CDMB;1997

4. RESULTADOS DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO AEROBIO: LODOS ACTIVADOS

Como alternativa del tratamiento aerobio se evalúa un sistema de biomasa suspendida (Lodos activados). Donde inicialmente fue necesario la selección del inóculo, buscando su adaptación a las características específicas del lixiviado. Dicha estabilización se realiza en batch midiendo la concentración de biomasa en términos de sólidos suspendidos volátiles, para posteriormente evaluar el sistema a diferentes tiempos de retención hidráulicos teniendo en cuenta el porcentaje de remoción de carga orgánica (DQO).

4.1 PRODUCCIÓN DE LODO ACTIVADO A PARTIR DE LIXIVIADO (Fase 1).

En esta etapa se tomaron muestras puntuales de lixiviado cada 6 horas durante 48 Horas a la entrada y salida de los reactores; tomando como parámetros fisicoquímicos:

- pH
- SST (sólidos suspendidos totales)
- SSV (sólidos suspendidos volátiles)
- DQO (Demanda química de oxígeno)

En esta etapa la producción de lodo activado a partir de lixiviado consistió en tomar una muestra de lixiviado cuya concentración de SST fue 1625 mg/Litro y de SSV de 625 mg/Litro, adicionándola a dos reactores aireados (reactores No I y II) conformados por un erlenmeyer de capacidad de un litro con 600 ml de lixiviado, a los cuales se suministró aire mediante bombeo mecánico. El cambio de lixiviado se

realizaba cada dos días mediante la decantación durante dos horas para retirar el sobrenadante y alimentar con lixiviado fresco. La generación de lodo se observó cualitativamente (volumen de lodo sedimentado en el erlenmeyer). El montaje del esquema utilizado se representa en la figura 12.

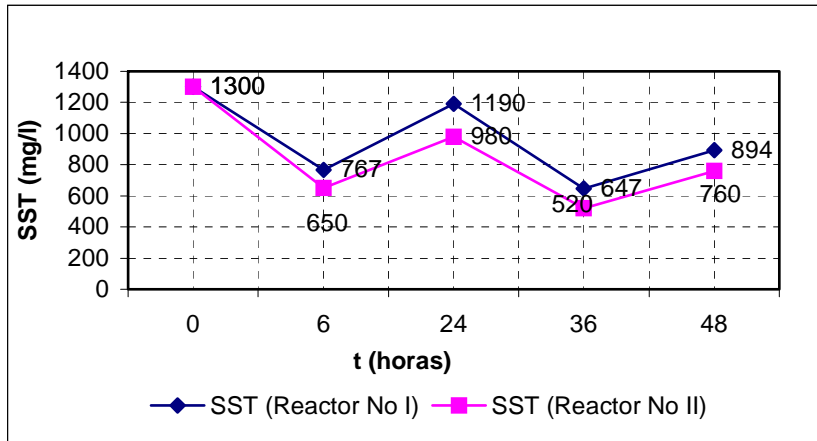
Figura 12. Esquema del reactor empleado en la producción de lodo a partir del lixiviado.



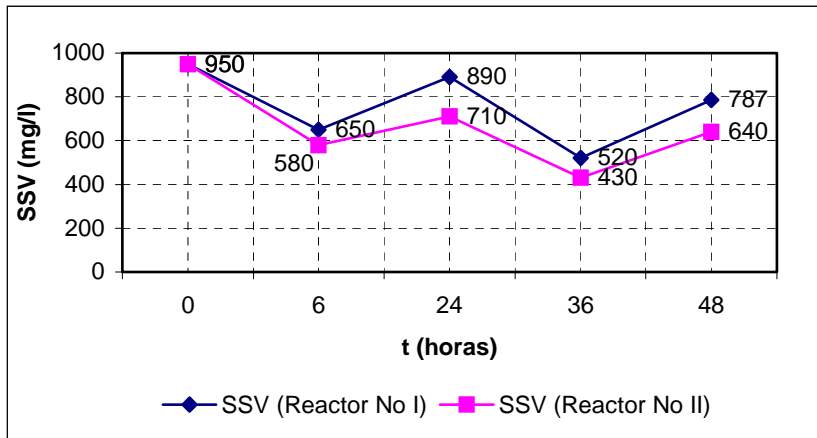
- **Reactor No I** : El sistema se evaluó adicionando ácido clorhídrico de concentración 1N al lixiviado alimentado y controlando el pH dentro de la actividad biológica (pH : 6.5-8.1) de los microorganismos aerobios durante todo el proceso de adaptación.
- **Reactor No II** : El sistema se evaluó tomando el lixiviado tal como llega del relleno sanitario “El Carrasco” (pH: 7.8-8.7).

La aireación de los reactores No I y II para producir lodo activado a partir de lixiviado no representó una estrategia eficiente debido al bajo contenido de sólidos suspendidos volátiles en la muestra, el cual en promedio es de 750 mg/l y para que sea viable la producción de lodo activado debe ser al menos de 3500 mg/l. Además el comportamiento de los sólidos suspendidos totales y volátiles en los dos reactores evaluados no presentó ningún incremento en su concentración (ver gráfica 5 y gráfica 6), por lo tanto el lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga al ser sometido a aireación y después a sedimentación no produjo lodo. De esta forma no se obtuvo el lodo floculento necesario para la puesta en marcha del proceso de lodos activados.

Gráfica 5. Comportamiento de los Sólidos suspendidos totales en los reactores No I y II.



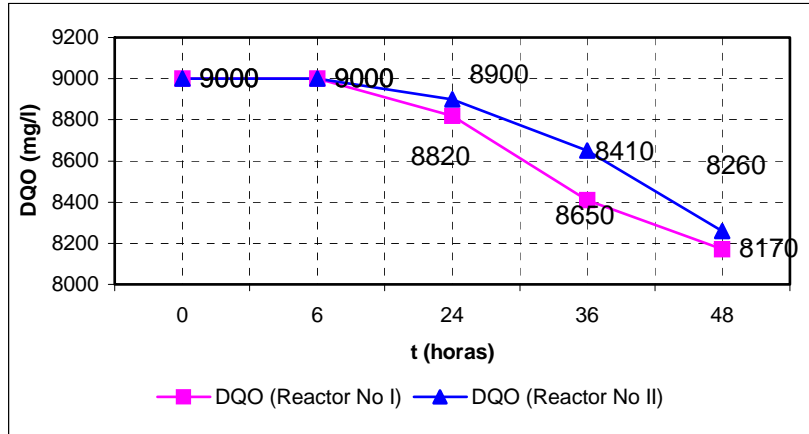
Gráfica 6. Comportamiento de los Sólidos suspendidos volátiles en los reactores No I y II.



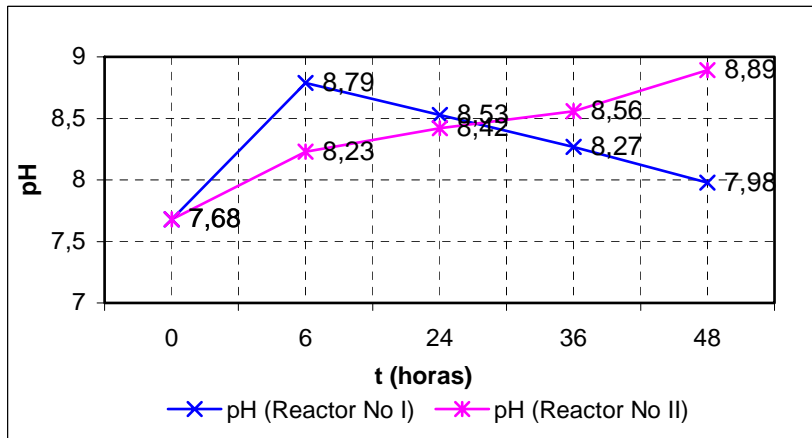
Como se puede apreciar en la gráfica 7 el porcentaje de remoción de materia orgánica medida como la demanda química de oxígeno reportó niveles inferiores al 10% debido posiblemente a la poca difusión y transferencia de oxígeno en el sistema, causada por la presencia de surfactantes y almidones en el lixiviado. Con base en lo anterior, es necesario partir de un inóculo para el arranque del sistema de lodos activados. Además, el pH del líquido mezcla en cada reactor presentó un incremento durante el periodo de prueba, reportándose mayor incremento en el

reactor II (Ver gráfica 8) La gráfica nos muestra el pH antes de hacerse el control con ácido clorhídrico.

Gráfica 7. Comportamiento de la demanda química de oxígeno en los reactores No I y II.



Gráfica 8. Comportamiento del pH en los reactores I Y II



Bajo estas consideraciones experimentales, se adaptó lodo activado de la planta de tratamiento de aguas residuales del Instituto Colombiano del Petróleo al lixiviado; este lodo posee buenas características de remoción y floculación.

4.2 ADAPTACIÓN DEL LODO ACTIVADO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL INSTITUTO COLOMBIANO DEL PETROLEO (ICP) AL LIXIVIADO DEL RELLENO SANITARIO DE BUCARAMANGA .

La evaluación del proceso de adaptación del lodo aerobio al lixiviado se realiza midiendo como variables de operación: sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles, pH, demanda química de oxígeno y volumen de lodo, los cuales confirman de una manera indirecta la adaptación de los microorganismos presentes en el lodo a las condiciones del lixiviado.

En la **fase 2**, La adaptación del lodo al lixiviado se realizó a escala piloto laboratorio en un reactor de vidrio con capacidad de 2000 ml ; el inoculo empleado proviene de la planta de tratamiento de aguas residuales domésticas del Instituto Colombiano del Petróleo al cual se le realizan previamente un análisis de SST, SSV. La estrategia de adaptación consiste en poner inicialmente una mezcla de agua y lixiviado de una concentración de DQO baja (1200 mg/l) durante 48 horas con lodo, durante tres periodos consecutivos y en la medida en que esta carga es asimilada se incrementa la concentración de DQO hasta llegar a suministrarle al sistema una concentración alta de lixiviado (7000 mg/l), el sistema se evalúa midiendo el porcentaje de remoción de materia orgánica medida como DQO a las diferentes concentraciones de lixiviado. Finalizado el proceso de aclimatación se determinan los valores de SST y SSV al lodo. El montaje del esquema utilizado se representa en la figura 13.

Figura 13. Esquema del reactor aerobio en batch para la adaptación del lodo a las condiciones del lixiviado.



El desarrollo experimental se dividió en:

- **Etapa A:** Relación volumétrica 60% de lodo y 40% lixiviado.
- **Etapa B:** Relación volumétrica 60% de lodo y 40% lixiviado, pero con el suministro de fuente nutricionales adicionales.
- **Etapa C:** Relación volumétrica 10% de lodo y 90% lixiviado.
- **Etapa D:** : Relación volumétrica 10% de lodo y 90% lixiviado, además el suministro de fuentes nutricionales adicionales.
- **Etapa E:** Relación volumétrica 10% de lodo y 90% lixiviado, además el suministro de fuente de carbono adicional (melaza 0.5% en peso).

Etapa A. En esta etapa se utiliza una relación volumétrica de lodo-lixiviado de 60%-40% respectivamente, considerando dos reactores:

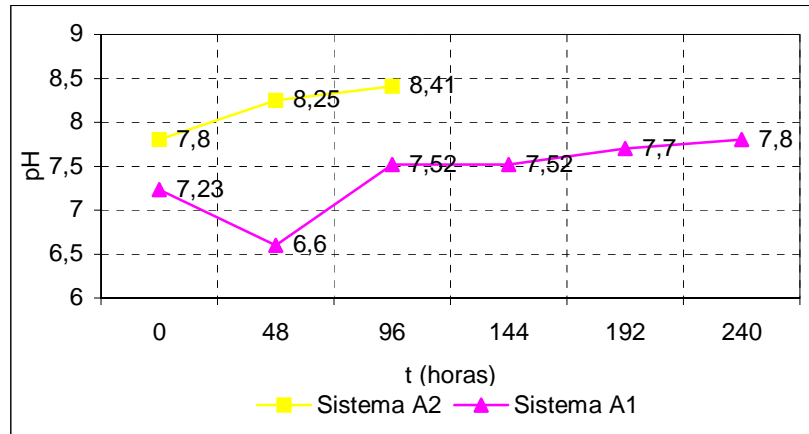
- El reactor A₁ se evalúa adicionando ácido clorhídrico de concentración 1N al lixiviado alimentado y controlando el pH del líquido mezcla a lo largo del periodo de adaptación.
- El reactor A₂ evalúa el lixiviado tal como llega del relleno sanitario “El Carrasco”, sin adición de ácido.

En esta primera fase el lodo empleado como inóculo y el lixiviado tienen las siguientes características fisicoquímicas:

Parámetros Fisicoquímicos	Lodo	Lixiviado
SST (mg/l)	10400	1300
SSV (mg/l)	8600	790
pH	7.32	8.24

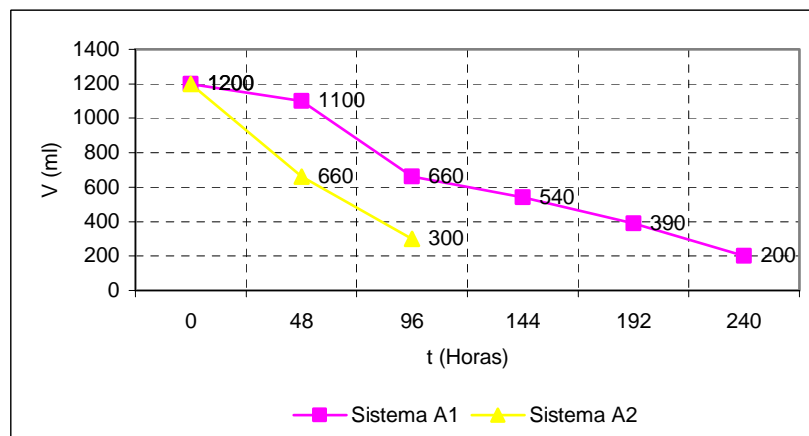
El sistema A registró un pH del líquido mezcla (lodo –Lixiviado) de 7.78, mientras que el sistema B reportó un pH del líquido mezcla (lodo-lixiviado) de 7.23 al inicio del proceso de aclimatación; durante el periodo de aclimatación (48 Horas) los dos sistemas presentaron incrementos de pH, pero solo se le adicionó ácido clorhídrico (1 N) al sistema A₁, manteniéndolo en el rango recomendado para la actividad biológica (pH:6.5- 8.5), este comportamiento se observa en la gráfica 9.

Gráfica 9 . Comportamiento del pH en el Lodo.

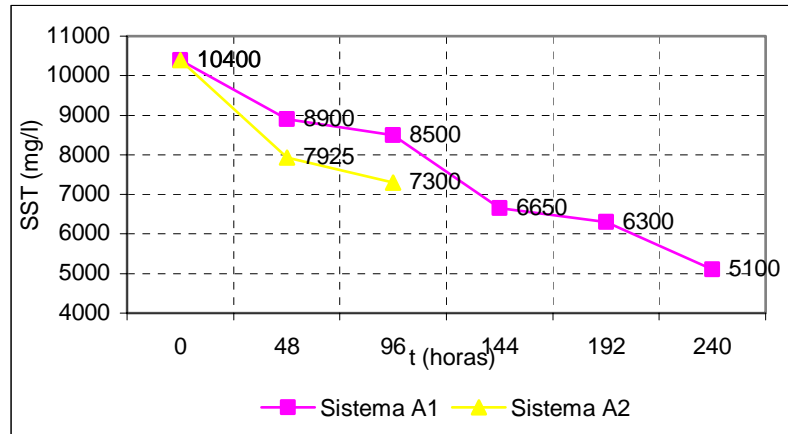


El volumen de lodo inicial en cada sistema fue de 1200 ml pero a medida que se alimentaban nuevamente con la misma carga orgánica de lixiviado, el volumen de lodo disminuía (ver gráfica 10), así como la concentración de sólidos suspendidos totales y volátiles, presentando mayor pérdida en el sistema A₂ (sin control de pH) (ver grafica 11 y 12). La remoción de materia orgánica medida como demanda química de Oxígeno reportó mejores resultados en el sistema A₁ (con control de pH) (ver gráfica 13). De esta etapa de experimentación se puede concluir que es necesario controlar el pH del líquido mezcla (lodo-lixiviado) a un valor de pH entre 6.8-7.8 para mantener la actividad biológica.

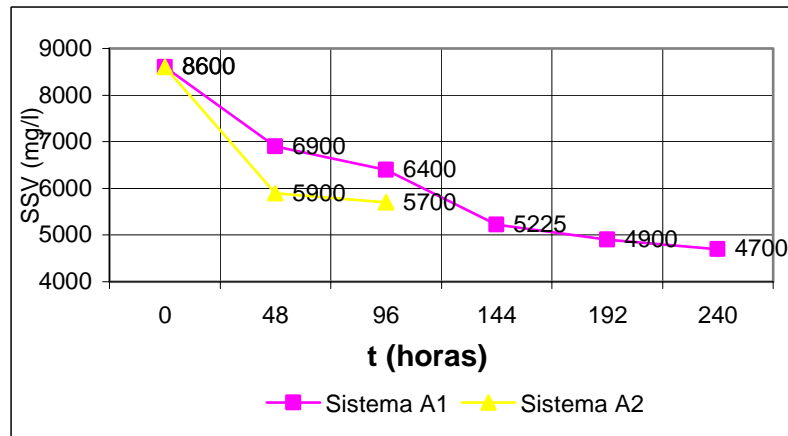
Gráfica 10. Comportamiento del Volumen de Lodo. Proceso Aerobio



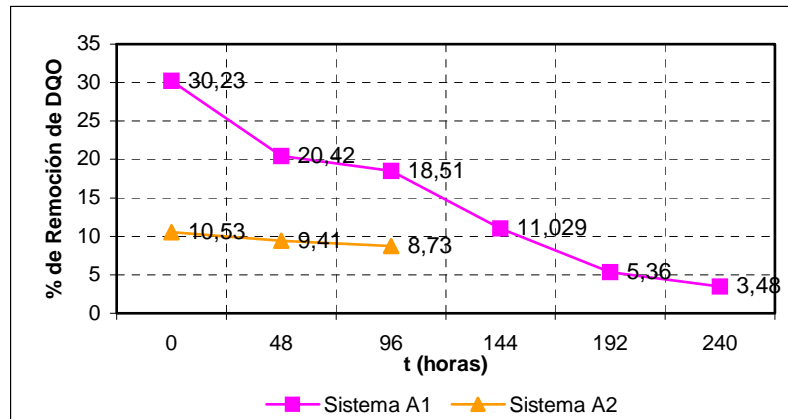
Gráfica 11. Comportamiento de los Sólidos Suspendedos Totales del lodo. Proceso Aerobio



Gráfica 12. Comportamiento de los Sólidos Suspendedos Volátiles del lodo. Proceso Aerobio



Gráfica 13. Comportamiento del porcentaje de Remoción de la Demanda Química de Oxígeno. Proceso Aerobio.



Debido a que es evidente la pérdida de los sólidos suspendidos volátiles, los cuales nos muestran de manera indirecta la biomasa presente en el inóculo; se considera que las fuentes nutricionales no están tan fácilmente a disposición de los microorganismos, a pesar que los análisis de carbono, nitrógeno y fósforo (DBO:5140; N: 154.215; P:35.98) para el lixiviado muestran excesos de macronutrientes, por tanto se evalúa la adición de fuentes nutricionales, con el fin de fortalecer y aumentar la biomasa presente en el lodo, pero controlando el aumento de pH del líquido mezcla con adición de ácido clorhídrico (1 N).

ETAPA B: En la segunda fase en batch se utilizó la misma relación lodo – lixiviado (60% lodo y 40% Lixiviado) que en la primera fase, pero se evalúa la adición de fuentes nutricionales al lixiviado:

Melaza: Fuente de carbono de fácil degradación.

K₂HPO₄: Fuente de fósforo

Alimento concentrado para animales: Fuente nutricional con todos los requerimientos de carbono, nitrógeno y fósforo.

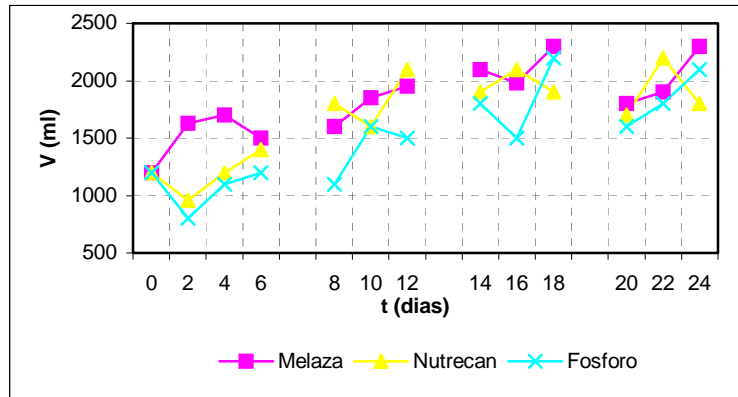
En esta fase se controla el pH del líquido mezcla dentro de la actividad biológica del sistema aerobio (pH: 6.5-8.1), registrando como variables de operación: el volumen de lodo y el pH del líquido mezcla (lodo + lixiviado).

Tabla 17. Concentraciones de DQO alimentado para la Etapa B.

Primera Alimentación	Segunda Alimentación	Tercera Alimentación	Cuarta Alimentación
Días: 0-6	Días: 8-12	Días: 14-18	Días: 20 -24
DQO: 1200 mg/l	DQO: 2800 mg/l	DQO: 4700 mg/l	DQO: 5800 mg/l

En esta fase B únicamente se registra el comportamiento del volumen de lodo y el pH del líquido mezcla en los diferentes sistemas al finalizar cada alimentación (cada 2 días). (Ver gráfica 14)

Gráfica 14. Comportamiento del volumen de lodo a las diferentes concentraciones de lixiviado (DQO).



Como se puede observar en la gráfica 14, el volumen de lodo durante las cuatro alimentaciones a las diferentes concentraciones de lixiviado para los tres sistemas evaluados tiende a aumentar, pero presentando un ligero comportamiento ascendente en el sistema con adición de melaza (Tabla 18). El pH por lo general tiende a aumentar en los tres sistemas evaluados, aún controlando con ácido clorhídrico durante las diferentes alimentaciones.

Tabla 18 Comportamiento del volumen de lodo en las tres fuentes nutricionales.

	Melaza	2300	Volumen inicial de lodo 1200 ml
Volumen final	Nutrecan	1800	
de lodo (ml)	Fósforo (K_2HPO_4)	2100	

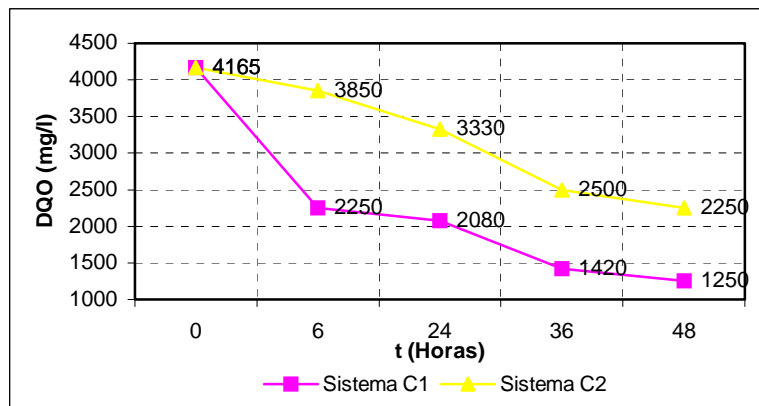
ETAPA C: En esta fase (C) en batch se varió la relación lodo - lixiviado (10% Lodo y 90% Lixiviado); para lo cual se montaron dos sistemas (C_1 y C_2) cada uno de aproximadamente 750 mililitros de capacidad, tomando un volumen de lodo de 50 ml correspondientes al 10% del volumen utilizado para la aclimatación. Previamente se realiza un análisis de SST y SSV al lodo, se adiciona 450 ml de lixiviado de diferentes concentraciones de demanda de oxígeno (1350mg/l, 2260mg/l, 3820mg/l, 4700 mg/l) que corresponden al 90% del volumen total de operación, manteniendo esta proporción durante todo el proceso de aclimatación.

Los sistemas que se evaluaron se describen de la siguiente forma:

- **El sistema C₁** se evalúa adicionando ácido clorhídrico de concentración 1N al lixiviado alimentado y manteniendo el pH del líquido mezcla en el rango de 6.5 a 8.1 durante todo el proceso de adaptación.
- **El sistema C₂** consiste en evaluar el líquido mezcla (lodo –lixiviado) considerando el pH del lixiviado tal como llega del relleno sanitario de Bucaramanga "El Carrasco" (pH: 7.8-8.7).

En esta tercera fase se valora el comportamiento del volumen y el pH del lodo a las diferentes concentraciones de lixiviado (DQO: mg/l) y el porcentaje de remoción de materia orgánica medida como la demanda química de Oxígeno de los dos sistemas (C₁ y C₂). El cambio en el alimento se realizaba cada 48 horas (2 Días) pero manteniendo la misma concentración de lixiviado hasta que el volumen de lodo aumentara. El pH por lo general tiende a aumentar en los dos sistemas evaluados, aún controlando con ácido clorhídrico durante las diferentes alimentaciones; pero se presenta un incremento mayor en el sistema C₂ (sin control de pH), por lo que este hecho justifica controlar el pH del líquido mezcla (lodo-lixiviado). A medida que progresan las alimentaciones de lixiviado al inóculo, el volumen de lodo tiene una ligera tendencia a aumentar, pero se observa pérdida del lodo en el sistema C₂ por lo que en definitiva se puede concluir que es necesario controlar el pH del líquido mezcla (lodo-lixiviado) para mantener el volumen de lodo. El mayor porcentaje de remoción de materia orgánica medida como la demanda química de Oxígeno se registra en el sistema C₁ (69%). (Ver gráfica 15)

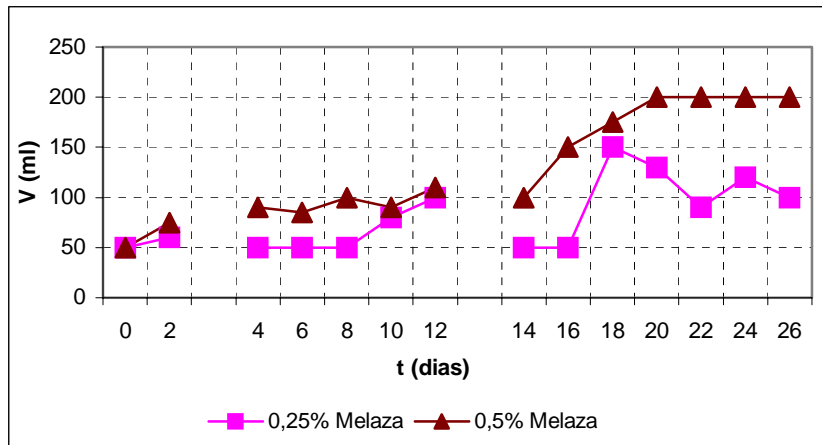
Gráfica 15. Comportamiento de la Demanda química de Oxígeno en los sistemas C₁ y C₂ con el tiempo.



4.3 ESTABLECIMIENTO DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS.

En la cuarta fase (D) la relación lodo – lixiviado es la misma que en la tercera fase, (10% Lodo y 90% Lixiviado) pero se evalúa la adición de una fuente de carbono al lixiviado (Melaza) y además se tiene en cuenta el flujo de aire suministrado, evaluando 4 caudales de aire con un mismo difusor (8.6, 2.6, 4, 1.33 litros de aire/litros de reactor). La adición de melaza (0.25 % y 0.5% en peso) se evalúa mediante el incremento del volumen de lodo (Ver gráfica 16) a las diferentes concentraciones de lixiviado, realizando el cambio en el alimento cada 48 horas.

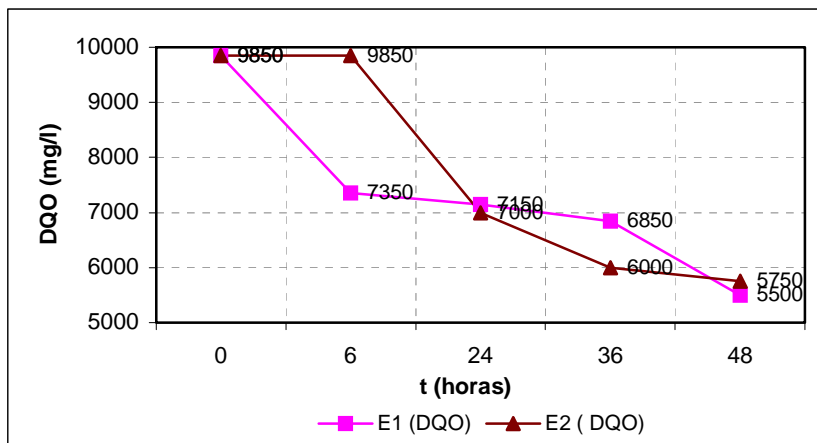
Gráfica 16. Comportamiento del volumen de lodo con adición de Melaza (0.25% y 0.5% en peso)



Ya seleccionado el porcentaje en peso de melaza adicionado (0.5%) se montaron dos reactores (E_1 y E_2); el sistema E_1 se diseña para evaluar el líquido mezcla (lodo –lixiviado) considerando el pH del lixiviado tal como llega del relleno sanitario “El Carrasco”, mientras el sistema E_2 se evalúa adicionando ácido clorhídrico 1 N, al lixiviado al inicio y controlando el pH dentro del rango de biológica durante todo el proceso de adaptación; cada reactor se montó con 50 ml de lodo equivalentes al

10% del volumen total de operación y 450 ml de lixiviado; los parámetros evaluados en los sistemas biológicos fueron el porcentaje de remoción de materia orgánica (DQO), los sólidos suspendidos volátiles y los sólidos suspendidos totales. Los resultados obtenidos para la remoción de materia orgánica medida como la DQO para estos sistemas se muestran en la gráfica 17.

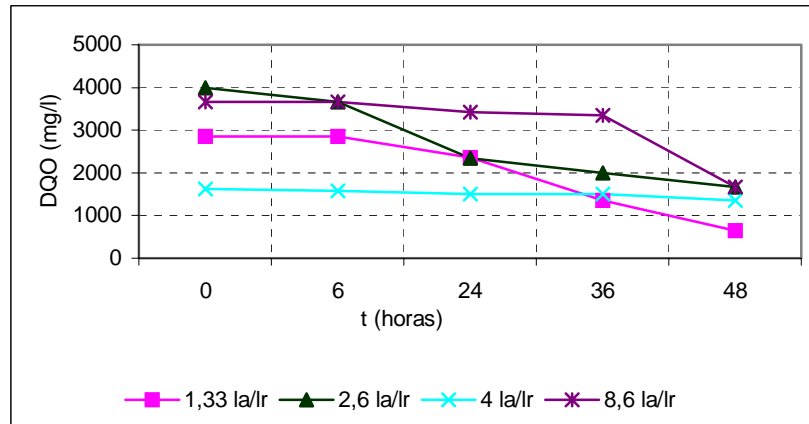
Gráfica 17. Comportamiento de la Demanda química de Oxígeno en los sistemas E₁ y E₂ con el tiempo.



Como se nota el mayor porcentaje de remoción de materia orgánica medida como la demanda química de Oxígeno (44% DQO) lo registra el sistema E₂ .

Determinado el porcentaje en peso de melaza (0.5%) y corroborando una vez más la importancia del control de pH, se evalúa también el flujo de aire suministrado, evaluando cuatro caudales de aire con un mismo difusor (8.6, 2.6, 4, 1.33 litros de aire/litros de reactor); registrando como variables de operación: el volumen de lodo, los sólidos suspendidos totales y volátiles y el pH del líquido mezcla (lodo + lixiviado). De estos cuatro caudales el de mejor comportamiento lo reportó el caudal de aire de 2.6 litros de aire/ litros de reactor, donde el porcentaje de remoción de materia orgánica como DQO fue del 54% y el volumen de lodo aumentó de 500 ml a 900 ml. (ver gráfica 18)

Gráfica 18. Comportamiento de la demanda química de oxígeno con el tiempo a los diferentes caudales de aire evaluados.



Por lo tanto de los caudales evaluados el de mejor comportamiento en cuanto a remoción de materia orgánica fue el de 2.6 litros de aire/litros de reactor. Se decide entonces la evaluación en continuo del sistema de lodos activados para el tratamiento de lixiviado empleando este caudal de aire.

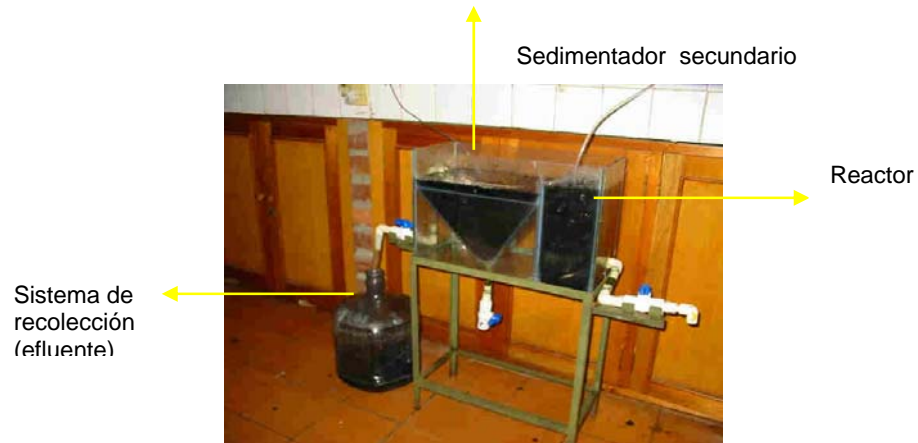
4.4 CONSTRUCCIÓN Y MONTAJE DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS

En la figura 14 se esquematizan las partes constitutivas de la unidad experimental piloto a escala laboratorio del sistema de lodos activados, las cuales se describen a continuación:

- **Tanque de almacenamiento y sedimentador primario**
- **Bomba peristáltica**
- **Reactor de lodos activados y sedimentador secundario:** El modelo físico del reactor de lodos activados a escala laboratorio utilizado en esta investigación consiste en un tanque rectangular de vidrio de 45 cm de largo, 20 cm de ancho y 30 cm de altura total, con un volumen útil de 13 litros aproximadamente, de los cuales 5 litros corresponden al reactor o tanque de aireación y 8 litros al sedimentador secundario. El tanque de aireación es rectangular y el sedimentador una pirámide truncada; la comunicación del tanque de aireación con el sedimentador se realiza

mediante rebose y la salida del sistema se realiza mediante una válvula. Ver figura 14.

Figura 14. Esquema de la planta piloto laboratorio del sistema de lodos activados



- **Sistema de distribución de aire:** El aire se suministra por un pequeño difusor en espiral permitiendo su distribución uniformemente, garantizando una buena mezcla entre el lixiviado y la biomasa presente en el reactor. (Ver figura 15)

Figura 15. Sistema de Distribución de aire en el reactor de Lodos Activados.

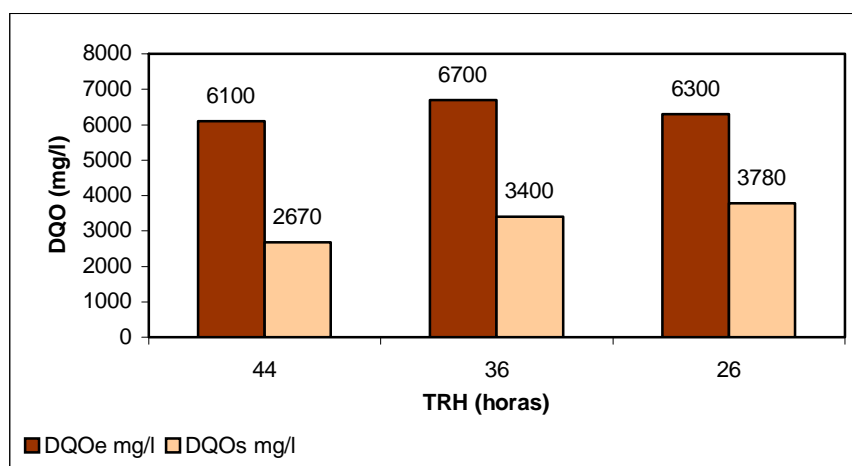


Una vez es establecido el caudal de aire de operación, se procedió a la evaluación del sistema en continuo de lodos activados, aún sin lograr la estabilización de la biomasa medida como los SSV. Por tanto, el lodo activo del proceso a las diferentes condiciones de operación presentó poca compactación y sedimentabilidad, impidiendo el aumento de biomasa. El sistema se alimentó con lixiviado al cual se

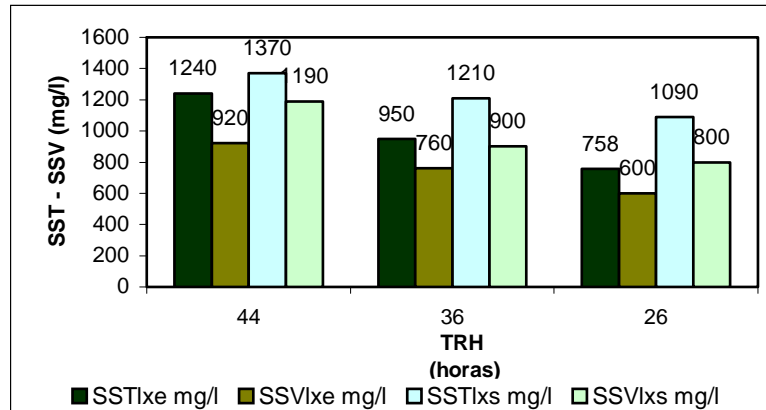
le controló pH previamente al suministrarlo al tanque de alimentación y el inóculo o biomasa se obtuvo a partir del lodo aerobio del Instituto Colombiano del Petróleo adaptado a las características específicas del lixiviado. Se realizaron determinaciones de parámetros físico-químicos de control en el reactor como pH y Oxígeno disuelto y el seguimiento de la operación del reactor mediante monitoreos puntuales de los SST, SSV de líquido mezcla en el reactor y DQO del lixiviado afluente y efluente del reactor. Además de estos parámetros se determinó el índice volumétrico de lodos, indicador del grado de sedimentabilidad del lodo activado. El índice volumétrico de lodos promedio alcanzado durante la experimentación fue de 250 mg / l, corroborando la mala sedimentabilidad del lodo.

De la etapa de experimentación en batch se estableció que el tiempo de operación del sistema de lodos activados estaba entre 6 y 48 horas. Sin embargo, al observar las diferentes gráficas del comportamiento de remoción de DQO se puede determinar que la variación del porcentaje de remoción entre las 6 y 24 horas es mínimo, por lo tanto los tiempos de retención hidráulicos seleccionados para la operación en continuo del sistema fueron: 26, 36 y 44 horas, obteniéndose porcentajes de remoción del 40%, 49% y 56% respectivamente. (ver graficas 19, 20)

Gráfica 19. Comportamiento de DQO a diferentes TRH



Gráfica 20. Comportamiento de SST y SSV a diferentes TRH.



Como se puede observar en la gráfica 20, tanto la concentración de los sólidos suspendidos totales como volátiles aumenta en el lixiviado de salida respecto al de entrada para todos los tiempos, este hecho evidencia una pérdida de biomasa en el líquido mezcla con la consecuente disminución en la remoción de carga orgánica (DQO) con el tiempo. Este fenómeno es conocido como hinchamiento y levantamiento de lodos y es originado por la baja concentración de Oxígeno disuelto en el líquido mezcla ($0.3 \text{ mg O}^2 / \text{l}$). Teniendo en cuenta que el requerimiento teórico de Oxígeno para la oxidación de aguas residuales es del orden de $2 \text{ mg} / \text{l}$, a continuación se reporta la concentración de Oxígeno disuelto necesaria en el reactor a las diferentes condiciones de carga y caudal de lixiviado, así como la concentración mínima requerida para alcanzar las propiedades de sedimentabilidad y estabilización de la biomasa.

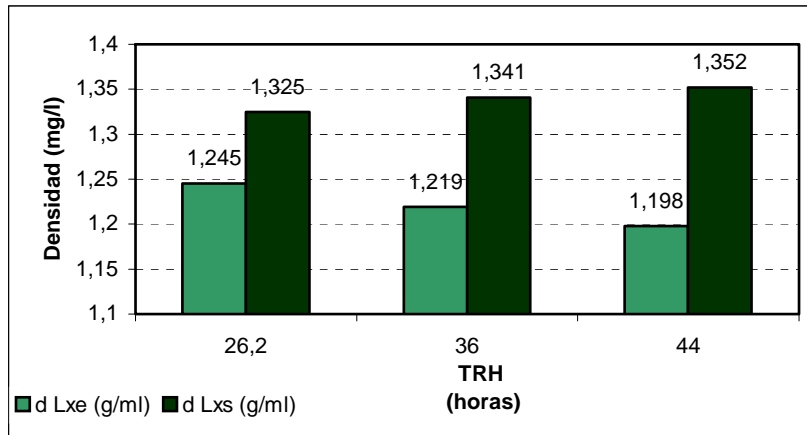
Tabla 19. Concentración de Oxígeno Disuelto a los diferentes concentraciones de carga orgánica.

CARGA ORGANICA APLICADA (gr DQO/d* litro)	CONCENTRACIÓN O.D LIQUIDO MEZCLA (mg / l)	CONCENTRACIÓN O.D TEORICA (mg / l) ³⁵
3.327	0.3	2.3613
4.466	0.3	2.9545
5.815	0.3	3.31

³⁵ RITMANN, Bruce and McCarty, Perry. Biotecnología del medio Ambiente. Principios y aplicaciones. McGraw Hill. España, 2001. Pag. 333

Otro parámetro que nos corrobora la pérdida de biomasa es la densidad del lixiviado, reportándose aumento en el efluente (dLxs) con respecto al afluente (dLxe). (Ver gráfica 21)

Gráfica 21. Comportamiento de la densidad del lodo a los diferentes TRH.



5. RESULTADOS DE LA ALTERNATIVA DE TRATAMIENTO ANAEROBIO: REACTOR DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE- UASB

En esta etapa se evalúa el reactor de Manto de Lodos de Flujo Ascendente (UASB) como alternativa anaerobia para la biorremediación del lixiviado del relleno sanitario “El Carrasco”. Inicialmente se seleccionó el inóculo para la puesta en marcha del reactor UASB tomando como criterio de selección el porcentaje de metano en el biogás producido por la degradación anaerobia de la materia orgánica, para posteriormente evaluar el sistema UASB en continuo a diferentes tiempos de retención hidráulicos mediante el porcentaje de remoción de carga orgánica y la producción de metano.

Los resultados de esta etapa de experimentación son:

5.1. SELECCIÓN DEL INOCULO

Inicialmente la selección del inóculo se realizó teniendo en cuenta dos fuentes:

- Lodo de la laguna facultativa No 1 del relleno sanitario de Bucaramanga “El carrasco”. Para la selección de este inóculo se manejó la hipótesis de que la laguna No 1 del relleno sanitario realizaba un proceso anaerobio y por lo tanto el lodo anaerobio del fondo debe contener los microorganismos anaerobios suficientes para la biorremediación del lixiviado. A la muestra se le midió pH, sólidos suspendidos totales y volátiles y se realizó una prueba de actividad metanogénica específica.
- Lodo fresco de la planta de tratamiento de aguas residuales de Bucaramanga “Río Frío”, por ser éste el inóculo de una planta anaerobia. Se tomaron muestras de lodo anaerobio del reactor UASB No 2 de la planta de tratamiento de aguas residuales de Bucaramanga a una altura de 50 cm de la base del reactor. De igual manera que en el caso anterior, a este lodo se le realizaron análisis fisicoquímicos de pH, sólidos suspendidos totales y volátiles y una prueba de actividad metanogénica específica.

Los parámetros fisicoquímicos evaluados a los dos lodos se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 20. Parámetros Fisicoquímicos evaluados a los lodos anaerobios utilizados como inóculo.

Parámetros Fisicoquímicos	Lodo de la laguna No 1 del relleno sanitario de Bucaramanga	Lodo Fresco del reactor UASB No 2 de la PTAR de Río Frío
SST (mg/l)	80000	29000
SSV (mg/l)	8667	18000
PH	7.44	6.95

Fuente: CEIAM – UIS

El criterio de selección empleado para determinar la semilla con la cual se inoculará el reactor de Manto de Lodos de Flujo Ascendente – UASB fue el resultado de la prueba de la actividad metanogénica específica A.M.E; la cual se utiliza para identificar la calidad del lodo anaerobio, medida en términos de la cantidad de energía del sustrato metabolizado hasta gas metano por unidad de peso de sólidos suspendidos volátiles del lodo y por unidad de tiempo (g DQO /g SSV-d). La tabla 21 nos indica los valores de las actividades metanogénicas de cada lodo durante las tres alimentaciones de sustrato.

Tabla 21. Evaluación de la Actividad Metanogénica

Muestra de Lodo	AME 1 ^a alimentación g DQO /g SSV-d	AME 2 ^a alimentación g DQO /g SSV-d	AME 3 ^a alimentación g DQO /g SSV-d
Lodo fresco UASB No 2	0.0235	0.08	0.14
Laguna No 1 Relleno Sanitario de Bucaramanga	0.00896	0.04036	0.035

Se consideró la AME del lodo UASB No 2 como la AME máxima esperada y con base en ella se seleccionó el lodo de tipo granular del reactor UASB No 2 de la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frío como inóculo en el arranque del reactor de Manto de Lodos de Flujo Ascendentes UASB a escala piloto laboratorio para el tratamiento de lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga.

5.2. CONSTRUCCIÓN, MONTAJE Y EVALUACIÓN DEL SISTEMA UASB

En la figura 16 se muestran las partes constitutivas de la unidad experimental piloto a escala laboratorio del sistema de manto de lodos de flujo ascendente (UASB), las cuales se describen a continuación.

- **Tanque de almacenamiento y sedimentador primario.**
- **Bomba peristáltica**
- **Reactor:** Los reactores UASB fueron construidos en tubo de PVC sanitaria de 10 cm de diámetro y 65 cm de alto, con capacidad de 5 litros, dotados de múltiples puertos para el muestreo de lodo; el separador de sólidos fue construido en acrílico, tiene una mirilla construida por una lamina de acrílico a lo largo del reactor con el fin de observar lo que sucede dentro del reactor y en la parte superior una campana recolectora de gas que tiene forma de embudo.

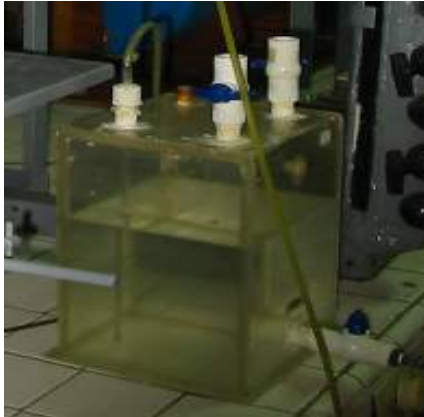
Figura 16. Reactor UASB para el tratamiento de Lixiviado.



- **Sistema de recolección de biogas.** La composición de biogás producido (en % volumétrico de CH_4 , CO_2 , CO_2) se mide con un equipo bio-analizador marca BACHARAH modelo GA-94, que cuenta con una celda infrarroja de longitud de onda dual y una celda electroquímica, el cual pertenece al Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales de la UIS. Mientras que para medir el volumen de metano producido por el reactor se construyó un gasómetro en acrílico con

capacidad de 8 litros, que funciona por medio de un sistema de desplazamiento de líquido (botella de Mariotte)

Figura 17. Gasómetro



5.3 ESTABLECIMIENTO DE LAS CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE -UASB PARA LA TRATABILIDAD BIOLÓGICA DEL LIXIVIADO DEL RELLENO SANITARIO DE BUCARAMANGA.

Después de realizar las pruebas mencionadas al lodo y comprobar su calidad se inocula el reactor, considerando que el volumen de lodo a utilizar es del 10 al 60% del volumen total de operación del reactor. Una vez seleccionado como inóculo, el lodo de la PTAR de Río Frío se procedió a la evaluación experimental del bioreactor en cinco fases.

Fase 1: Adaptación del inóculo en ambiente externo al reactor (90 días); .

Fase 2: Adaptación del inóculo a las características fisicoquímicas del lixiviado en el reactor operado en forma semicontinua (35 días).

Fase 3: Operación en continuo del reactor a escala piloto laboratorio

Fase 4: Reinoculación del reactor con lodo fresco proveniente de la PTAR de Bucaramanga ” Río Frío y lodo adaptado externamente durante la fase 1.

Fase 5: Evaluación simultánea de dos reactores donde el inóculo del primer reactor fue lodo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Bucaramanga “Río Frío” y el inóculo del segundo reactor fue una mezcla de lodo de la misma planta con lodo de una porcícola en proporciones volumétricas iguales.

Los resultados obtenidos en las etapas de experimentación son los siguientes:

□ **Fase 1: Adaptación del inóculo en ambiente externo al reactor (etapa en batch):**

Ya seleccionado el lodo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Bucaramanga “Rio Frio” mediante la técnica de actividad metanogénica se procedió a evaluar la adaptación de dicho lodo a las características específicas del lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga “El Carrasco”. Se evalúan dos sistemas A y B, con el fin de observar el comportamiento de pH del líquido mezcla (Lodo –Lixiviado):

- **Sistema A:** El sistema se evalúa adicionando ácido clorhídrico de concentración 1N al lixiviado al inicio y controlando el pH dentro de la actividad biológica (pH : 6.5-7.5) de los microorganismos anaerobios durante todo el proceso de adaptación.
- **Sistema B:** El sistema se evalúa usando el lixiviado sin modificar su pH (pH: 7.8-8.7), es decir, se toma tal como llega del relleno sanitario El Carrasco.

La adaptación del lodo al lixiviado, se realiza en dos reactores de vidrio de aproximadamente 3 litros de capacidad cada uno; el volumen de lodo es de 1200 ml, al cual se le realiza previamente un análisis de SST, SSV (ver tabla 22) y se le adiciona 800ml de una mezcla de agua lixiviado en proporción volumétrica 50-50 y 30-70 hasta lograr adicionarle el 100% de lixiviado, pero manteniendo la proporción volumétrica de lodo lixiviado durante todo el proceso de aclimatación. Cuando a los sistemas A y B se alimentan con lixiviado puro (100%) (ver tabla 23), se evalúa el comportamiento de adaptación mediante el monitoreo de pH en cada uno de los sistemas y el porcentaje de remoción de materia orgánica del lixiviado medida como la demanda química de oxígeno.

Tabla 22. Parámetros fisicoquímicos del lodo durante la etapa de aclimatación.

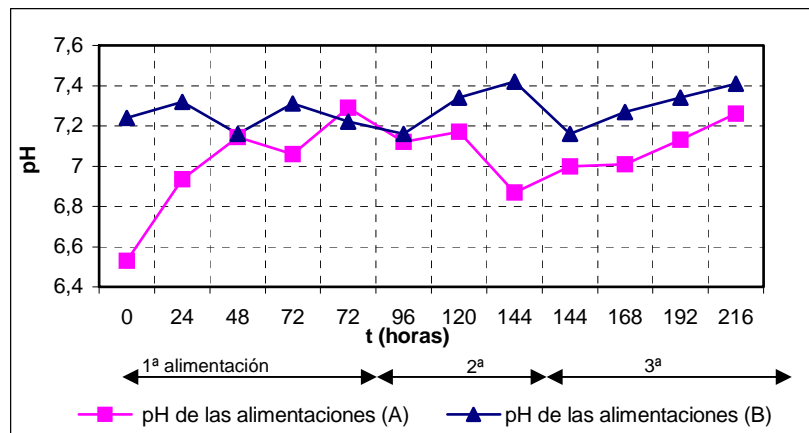
Parámetros Fisicoquímicos	Lodo al inicio del proceso de adaptación	Lodo al final del proceso de adaptación
SST (mg/l)	26500	31240
SSV (mg/l)	21800	23680
pH	6.78	7.52

Tabla 23. Las concentraciones de DQO del lixiviado

<i>Primera Alimentación</i>	Segunda Alimentación	Tercera Alimentación
Horas: 0-72	Horas: 72-144	Horas: 144-216
DQO (mg/l): 8888	DQO (mg/l): 9244.35	DQO (mg/l): 13528

Comportamiento de pH. El pH requerido en un proceso anaerobio debe encontrarse entre valores de 6.6 y 7.8 unidades; los registros fuera de este intervalo pueden resultar bastante perjudiciales al proceso, especialmente a la metanogénesis. Al inóculo se le mide el pH al comenzar el proceso de aclimatación y se registra diariamente esta variable durante los tres días de adaptación (72 Horas). En la gráfica 22, se observa que el comportamiento de pH del lodo a las diferentes alimentaciones en los dos sistemas evaluados no presentó una variación significativa permaneciendo alrededor de 7.6. El pH es un parámetro que no tiene respuesta rápida a los cambios sufridos en el proceso de degradación anaerobia en batch, debido a que la alcalinidad del lixiviado le permite amortiguar y controlar los ácidos dentro del sistema lográndose una capacidad buffer natural. Aunque la variación de pH en los dos sistemas A y B es pequeña, se puede observar un ligero incremento en el sistema B, este hecho se relacionó con la presencia de altas concentraciones de nitrógeno amoniacal en el lixiviado, presentándose en algunos casos inhibición del proceso anaerobio por su presencia en el afluente, por lo cual fue necesario adicionarle al lixiviado ácido clorhídrico 1N con el objetivo de bajar el pH dentro del rango de la actividad biológica, con el fin de contrarrestar su efecto inhibitorio.

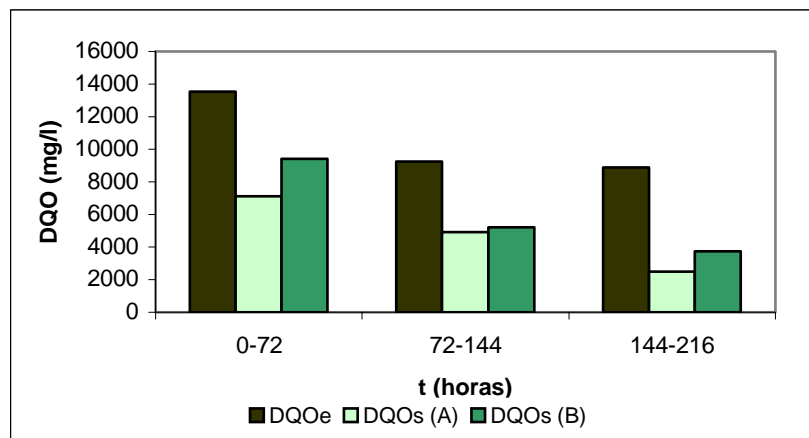
Gráfica 22. Comportamiento de pH del Líquido Mezcla (Lodo-Lixiviado) en el sistema A y B.



Comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO). La remoción de carga orgánica medida como DQO se evaluó cuando al lodo se le suministraba lixiviado puro, evaluando tres alimentaciones (DQO: 13528, 9244.35, 8888 mg/l), durante tres días , obteniéndose en promedio el 53% de remoción en el sistema que se controla pH al lixiviado (sistema A), mientras en el sistema que no se realiza control de pH al lixiviado (Sistema B) registro un 43% de remoción de materia orgánica. Si las remociones obtenidas no son muy altas comparadas con la remoción de carga orgánica obtenida en el mismo sistema para aguas residuales domésticas (97%), es un resultado valioso si se considera tanto la complejidad de la matriz de lixiviado como el grado de biodegradabilidad de la materia orgánica allí contenida.

Debido a los resultados obtenidos (gráfica 23) en esta experimentación del control de pH en los lodos evaluados, se establece la importancia de la adición de ácido clorhídrico al lixiviado para mantener el pH adecuado para la actividad biológica.

Gráfica 23. Comportamiento de remoción de la demanda química de oxígeno en el sistema A y B.



□ **Fase 2: Adaptación del inóculo a las características fisicoquímicas del lixiviado en el reactor operado en forma semicontinua (35 días).**

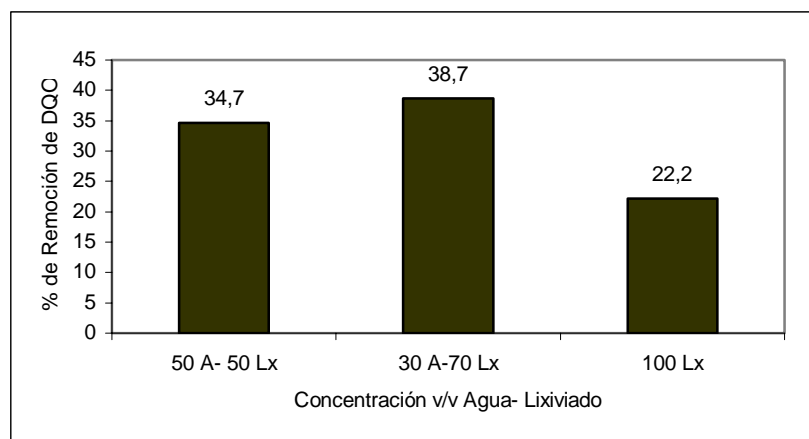
La duración de esta fase fue de 35 días, siendo operado el reactor en forma semicontinua, con tiempo muerto durante la noche y en continuo durante el día, el sustrato suministrado consistió en soluciones de diferentes concentraciones v/v de

lixiviado – agua (ver tabla 24) y las características fisicoquímicas del lodo inóculo durante esta fase fueron: pH de 6.36, SST: 29000 mg/l, SSV: 18800 mg/l, actividad metanogénica de 0.3826 gr DQO/ g SSVd y un volumen de 1550 ml.

Tabla 24. Resultados operacionales de la segunda fase.

Mezcla	Carga Organica Volumétrica DQO		% Remoción de DQO
	(Kg/m ³ d)		
	Entrada	Salida	
50 Lx-50 Agua	7.42	4.845	34.7
70 Lx-70 Agua	9.345	5.778	38.175
Lx	14.063	10.94	22.20

Gráfica 24. Comportamiento de remoción de la materia orgánica (DQO) en la segunda fase.



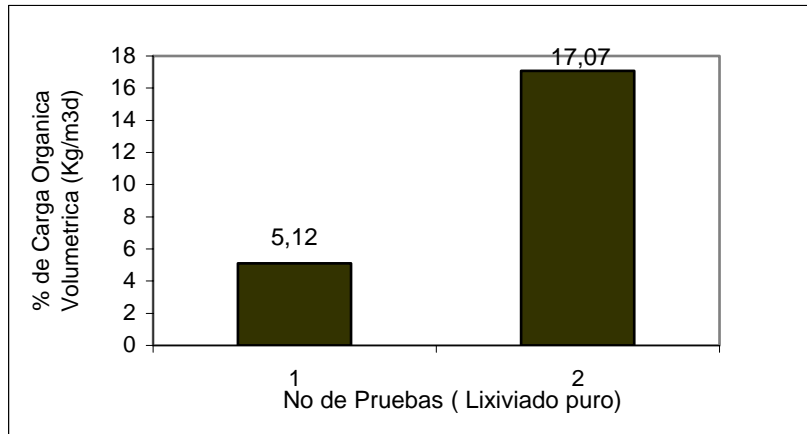
□ **Fase 3: Operación en continuo del reactor a escala laboratorio:**

La duración en esta etapa fue de 30 días, siendo alimentado el reactor con lixiviado puro y operado en continuo a un tiempo de retención hidráulico de 20 horas, las dos evaluaciones registradas en esta etapa se muestran en la tabla 25.

Tabla 25. Resultados operacionales de la tercera fase.

Mezcla	Carga Organica Volumétrica DQO		% Remoción de DQO
	(Kg/m ³ d)		
	Entrada	Salida	
Primera Muestra	11.54	10.95	5.12
Segunda Muestra	4.1	3.4	17.07

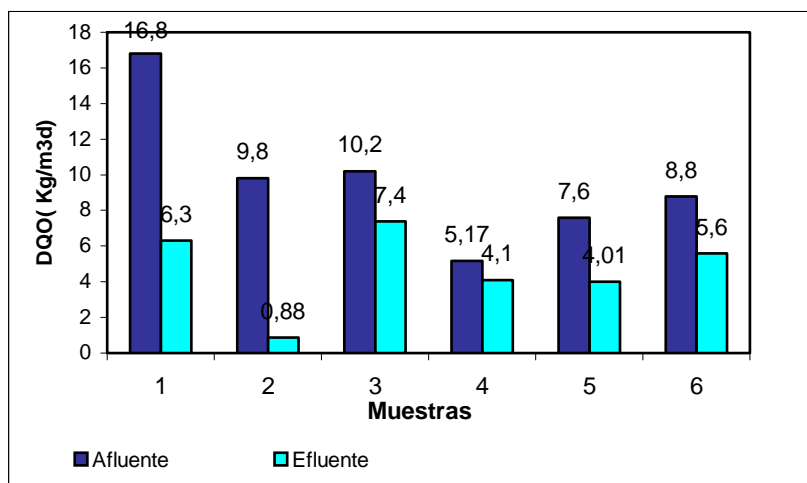
Gráfica 25. Comportamiento de remoción de la carga orgánica volumétrica en la tercera fase.



□ Fase 4: Reinoculación del reactor con lodo fresco proveniente de PTAR Río Frío y lodo adaptado externamente durante la fase 1:

Para la cuarta etapa, el lodo del reactor piloto se conformó con una mezcla del lodo del reactor UASB y el lodo adaptado al lixiviado de la fase No 1, cuyas características fisicoquímicas fueron: 37000 mg/l de SST y 19500 mg/l de SSV.

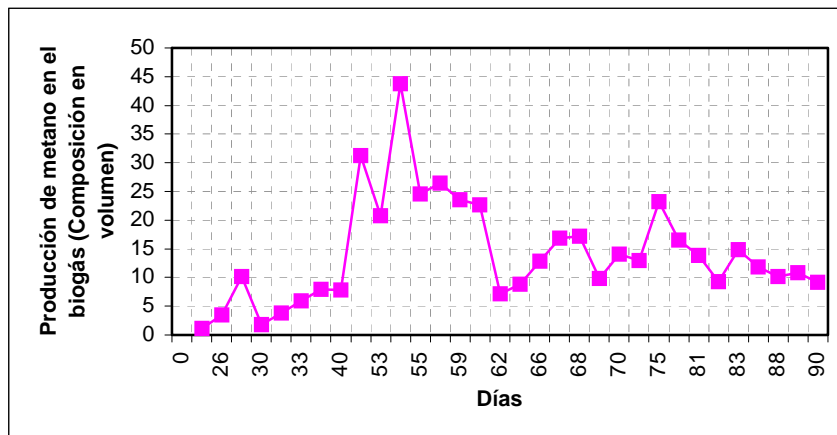
Gráfica 26. Comportamiento de carga orgánica de DQO en el efluente y afluente en la fase 4.



Como se observa en la gráfica se obtuvieron remociones de carga orgánica medida como DQO para un tiempo de retención hidráulico de 20 horas del 62.5%, 91.02%, 27.45%, 20.69%, 47.23% y 36.36%.

El principal subproducto de la descomposición anaerobia de la materia orgánica es el metano, su producción se registró desde el momento en que se inoculó el reactor. La gráfica 27 muestra el comportamiento de la producción de metano en operación continua o batch del reactor; como se observa, después de la reinoculación del reactor (día 54), se presentó la mayor producción de metano (43.7%), registrándose de la misma forma la mayor remoción de DQO (90%).

Gráfica 27. Variación del porcentaje de metano en el biogás con el tiempo. (Fase 4)



Después de tres meses de operación del reactor UASB, la producción de metano decayó por lo que se decidió suspender el suministro de lixiviado al reactor, con el fin de estabilizar su producción. Sin embargo, el incremento en la producción de metano no se logró, observándose sobre la laminilla de acrílico del reactor (visor) un depósito rojizo, por lo que se decidió desmontar el reactor e inocularlo de nuevo; este hecho puede ser explicado debido a que en la digestión anaerobia de materia orgánica la degradación se lleva a cabo por distintas comunidades microbianas, de forma que los productos metabólicos de un grupo de microorganismos son sustratos

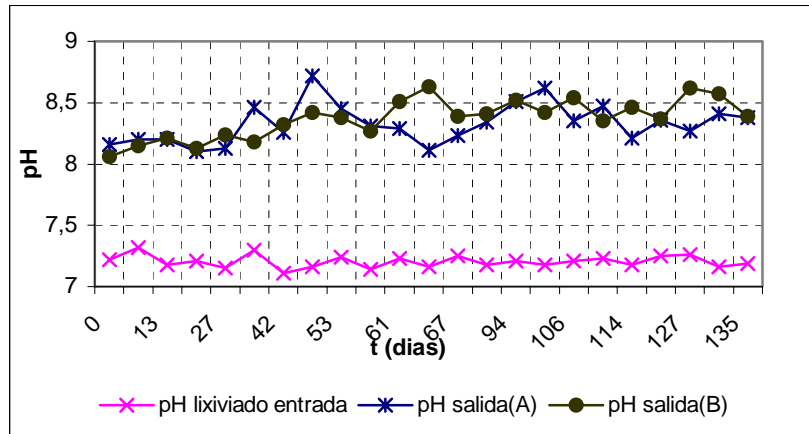
para otros, sin embargo existen interacciones competitivas por un mismo sustrato, en presencia de sulfato, las bacterias acidogénicas, metanogénicas y acetogénicas compiten con las sulfatoreductoras por los mismos sustratos disponibles, sumado a lo anterior las sulfatoreductoras son menos sensibles a los cambios temporales de pH comparadas con las metanogénicas, es así como un $\text{pH} > 8$ favorece el crecimiento de las sulfatoreductoras impidiendo el desarrollo normal de las metanogénicas y por lo tanto la disminución de la cantidad de metano.³⁶

Debido al inconveniente presentado en esta etapa de experimentación, se evaluaron dos reactores anaerobios alternos con las mismas dimensiones físicas. Ya adaptado el lodo en batch a las características específicas del lixiviado se procedió con la inoculación de los nuevos dos reactores (A y B), con el fin de obtener duplicidad en los datos. El volumen de lodo utilizado en cada reactor fue de 3000 ml y el caudal de sustrato alimentado fue de 4.17 ml/min durante 135 días, en esta etapa se controla el pH del lixiviado de entrada manteniéndolo entre 7.2-7.6. Durante estos cuatro meses se monitorearon dichos sistemas donde los parámetros medidos fueron pH de entrada y salida y composición del biogás, teniendo en cuenta que sólo se cargaban durante las horas del día.

- Comportamiento de pH en los sistemas (A y B). A pesar del control de pH con ácido Clorhídrico realizado sobre el lixiviado entrante al reactor, se presenta un incremento en el pH del lixiviado efluente ($\text{pH} > 8$), debido posiblemente al aumento en la concentración de amoníaco en el sistema; producto de la descomposición de la materia orgánica; ya que el amoníaco es tóxico en forma de NH_3 no en la forma de ácido conjugado, NH_4^+ . Bajo estas condiciones de pH la actividad biorremediadora de los microorganismos anaerobios puede verse inhibida, hecho evidenciado durante la operación del reactor por disminución de la producción de biogás.

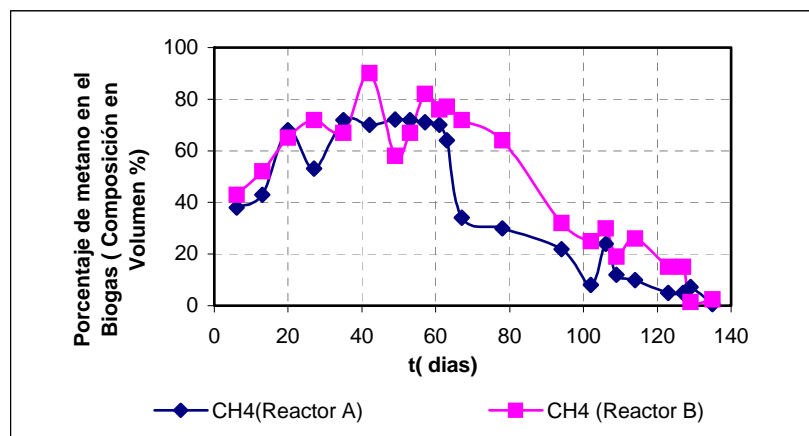
³⁶ HIDALGO, M.D y GARCIA ENCINA, P.A. Influencia del sulfato en la degradación anaerobia de materia orgánica.. Ingeniería Química. pp. 183-190; Octubre 2001.

Gráfica 28. Comportamiento de pH del Lixiviado en los sistemas A y B.



- Comportamiento de Biogás. Producto de la descomposición anaerobia de la materia orgánica se genera el biogás conformado principalmente por metano (50%-80%), dióxido de carbono (20%-50%) y algunas trazas de gases tales como hidrógeno, monóxido de carbono, nitrógeno, oxígeno, y sulfuro de hidrógeno, en la gráficas 29 se muestra el volumen de metano desde el momento que se inoculan los reactores (A y B).

Gráfica 29. Comparación del comportamiento de la composición en % volumen del metano con el tiempo en el reactor A y B



Como se puede observar en las gráficas la producción de metano en ambos reactores decayó hacia el día 80 y se registró la aparición de una capa rojiza (visor) tal como sucedió durante la fase 4. Los reactores UASB presentaron problemas de funcionamiento afectando el comportamiento biorremediador de las bacterias

metanogénicas. Estos problemas de funcionamiento son atribuidos principalmente a:

- El incremento de pH del lixiviado (8.5) utilizado como sustrato alimentado al reactor se debe a las continuas fluctuaciones de carga, caudal y composición del mismo. Estos cambios en su composición sumado al carácter alcalino del lixiviado del “El Carrasco” hacen susceptible al sistema de sufrir problemas de inhibición por incremento en la concentración de materiales tóxicos como NH_3 . Este incremento brusco en el pH del sistema (>8), probablemente se ocasiona por el aumento en la concentración de amoníaco producto de la degradación de residuos de proteínas. Bajo condiciones normales de operación, el amoníaco reacciona con agua y dióxido de Carbono para formar bicarbonato de amonio, regulador del pH del sistema. Sin embargo, si la concentración de proteínas es demasiado alta, podría ocurrir que la concentración de amoníaco que se produce en el tratamiento es alta sobrepasando el umbral de toxicidad del amoníaco, afectando la biota del lodo. La adición de ácido Clorhídrico puede reducir algo el pH pero depende de la composición del afluente si se consigue reducir el efecto tóxico del NH_4 .

- El lixiviado es un líquido bastante complejo ya que posee compuestos orgánicos que pueden ser tóxicos a los microorganismos anaerobios entre los cuales se destacan el fenol, el Ciclohexanol, el Dioctilftalato, entre otros. Si los microorganismos presentes en el lodo no tienen el tiempo necesario para adaptarse a estos compuestos, ellos no se degradan y por ende causan inhibición del proceso anaerobio; un efecto final de este fenómeno se traducirá en la acumulación de estos compuestos en el lodo.

-Fase 5: Evaluación simultánea de dos reactores donde el inóculo del primer reactor fue lodo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Río Frío y el inóculo del segundo reactor fue una mezcla de lodo de la misma planta con lodo de una porcícola en proporciones volumétricas iguales:

Debido a todo lo sucedido en las fases anteriores, se procedió con la quinta fase de experimentación que consistió en la adaptación del inóculo a las características fisicoquímicas del lixiviado dentro de los reactores (No 1 y 2) operados en forma

semicontinua (125 días), utilizando un volumen de inóculo de 1500 ml correspondientes al 30% del volumen del reactor. Como sustrato se utilizó una mezcla de agua lixiviado en proporciones volumétricas de 50-50, 30-70 respectivamente, hasta suministrarle lixiviado puro. Adicionalmente se agregó otra fuente de carbono (Melaza) en la etapa de aclimatación. Se evaluaron dos sistemas donde el inóculo del primer reactor fue lodo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Rio Frio cuyas características fisicoquímicas fueron: 37000 mg/l de SST y 19500 mg/l de SSV; en el segundo reactor, el inóculo fue una mezcla de lodo de la misma planta con lodo de una porcícola en proporciones volumétricas iguales y sus características fisicoquímicas fueron: 33000 mg/l de SST y 26000 mg/l de SSV.

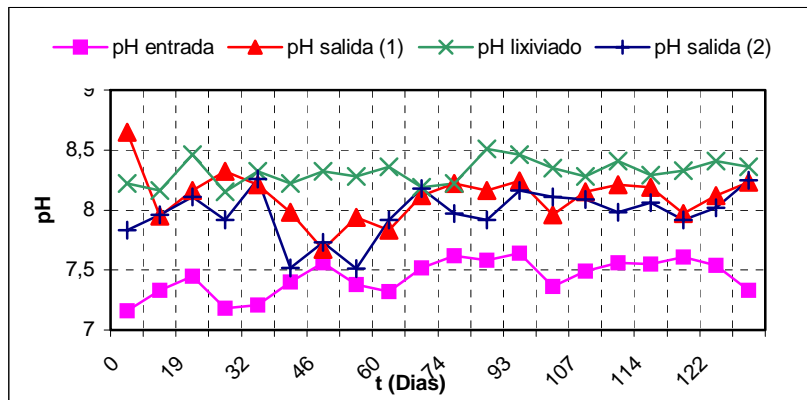
Se utilizó como inóculo la mezcla de lodos anaerobios (PTAR – Porcícola) con el fin de establecer el equilibrio de los microorganismos de hidrólisis y fermentación con los microorganismos encargados de la producción de metano, buscando que las bacterias presentes en la mezcla de lodo anaerobio fueran capaces de producir un nuevo sistema metabólico el cual pueda degradar el inhibidor o funcionar en presencia de éste. Los parámetros evaluados en cada uno de los reactores fueron: pH, alcalinidad, ácidos grasos volátiles a la entrada y salida del lixiviado y la composición del biogás.

Las experiencias anteriores condujeron a determinar un esquema para el control continuo de pH en los reactores debido a que un incremento de éste inhibe la actividad de las bacterias metanogénicas, siendo el rango óptimo de 6.5-7.5.

Durante el tiempo de operación del sistema se trabajó con dos clases de lixiviado; el primer lixiviado fue tomado durante la época de verano, donde su color fue negro y el olor putrefacto, además con una alta concentración de materia orgánica (8000 – 12000 mg/l) y pH (8.2 – 8.8). El lixiviado de la época de invierno, presenta coloración café, su olor es menos penetrante, así como menos concentración de materia orgánica (6000 – 7000 mg/l) y pH (7.8 – 8.3). Debido al cambio de pH presentado en los dos lixiviados la adición de HCl fue mayor en el lixiviado de la época de verano con respecto al lixiviado de la época de invierno, debido a la mayor alcalinidad del primero.

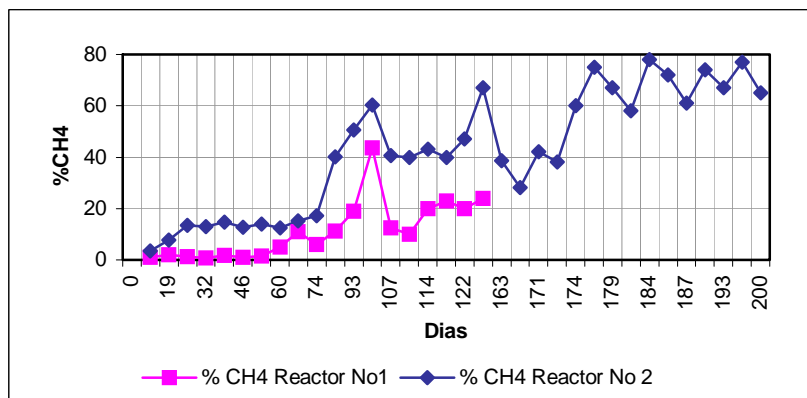
Comportamiento de pH en los reactores No 1 y No 2. En la gráfica podemos observar que el pH del lixiviado traído del relleno sanitario de Bucaramanga se mantiene en un rango de 7.9-8.5. Por esta razón con el fin de reducir el pH del lixiviado alimentado a los reactores 1 y 2 se agregó ácido clorhídrico 1N continuamente. Sin embargo se presentó un incremento en el pH del lixiviado efluente de los dos sistemas tendiendo a permanecer constante (8.1) hacia el día 114.

Gráfica 30. Comportamiento del pH del lixiviado



- Comportamiento de Biogás en los reactores No 1 y No 2.** El criterio de estabilización de los dos reactores estudiados consistió en lograr que la producción de metano fuera constante y que la composición de biogás estuviera entre los rangos recomendados para la degradación anaerobia (metano (50%-80%), dióxido de carbono (20%-50%)).

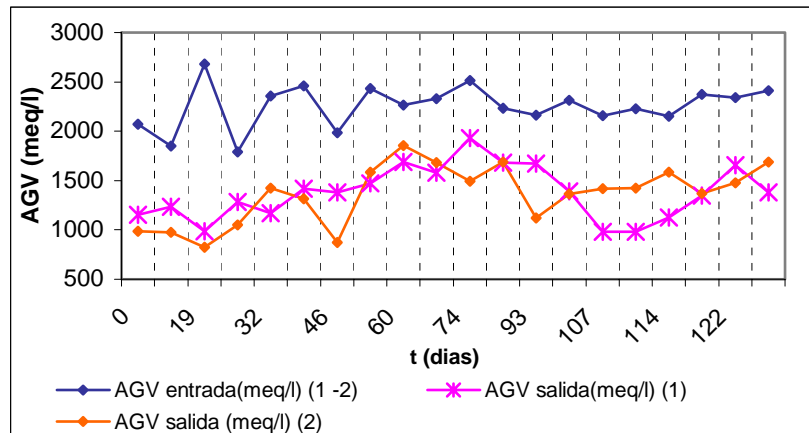
Gráfica 31. Comportamiento del porcentaje de Metano en el Biogás con el tiempo en los reactores No 1 y No2. (Fase 5)



El porcentaje de metano de los dos biorreactores en esta etapa se fue incrementando con el tiempo, pero el reactor que presentó mayor aumento fue el No 2, es decir el reactor que opera con el lodo de la mezcla (Porcícola – PTAR); por lo tanto hacia el día 125 se desmontó el reactor No 1 (Lodo PTAR UASB No2), y se continúa con la evaluación del reactor No 2. Hacia el día 153 (5 meses) se presentó la estabilización del reactor medida mediante el porcentaje de metano (65% en Volumen).

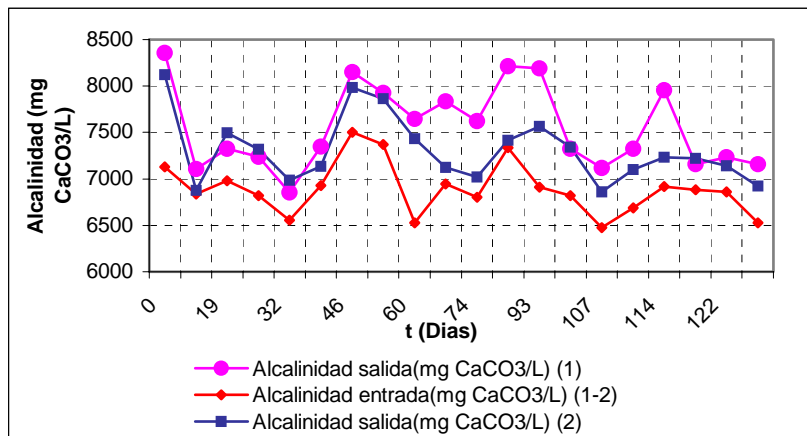
- Comportamiento de Ácidos Grasos Volátiles.** Además de determinar la eficacia del sistema mediante la remoción de materia orgánica, se hizo necesario la descripción del sustrato suministrado mediante los ácidos grasos volátiles (ácido butírico, ácido propiónico y acético) debido a que estos ácidos son tóxicos para las bacterias metanogénicas en las formas no ionizadas (HA). Estos ácidos son los principales constituyentes de la fracción orgánica presente en el lixiviado y su comportamiento está directamente relacionado con el pH del sistema. Un aumento en el pH del lixiviado de entrada con respecto al lixiviado de salida se debe al descenso de la concentración de los ácidos grasos volátiles libres parcialmente ionizados, gracias a las bacterias anaerobias, indicando que no se esta presentando acumulación de ácidos grasos volátiles y que el proceso anaerobio se esta llevando acabo correctamente.

Gráfica 32. Comportamiento de los ácidos grasos volátiles con el tiempo en los reactores 1 y 2



- **Comportamiento de Alcalinidad.** El lixiviado proveniente del relleno sanitario “El Carrasco” posee un alto valor de alcalinidad total (5000 a 7000 mg CaCO₃/ l) atribuida principalmente a la presencia de bicarbonato (HCO₃⁻) y dióxido de Carbono (CO₂) producto de la descomposición anaerobia de la materia orgánica, constituyéndose estos en los principales reguladores del pH del lixiviado. Gracias a esta capacidad buffer es posible mantener el pH del sistema constante a pesar de la producción de ácidos grasos volátiles durante la etapa de hidrólisis.

Gráfica 33. Comportamiento de la Alcalinidad con el tiempo en los reactores No 1 y No 2. (Fase 5)



En la gráfica 33 se muestra el comportamiento de la alcalinidad en el lixiviado afluente y efluente durante el periodo de evaluación, observando el incremento en la alcalinidad del lixiviado efluente como consecuencia del aumento en la concentración de amoníaco (desprendido durante la biodegradación de la materia orgánica) quien al reaccionar con el agua libera iones hidroxilo (OH⁻) contribuyendo al aumento de la alcalinidad y del pH del sistema, tal como se observa en la siguiente reacción:



5.4. DETERMINACIÓN DE LAS MEJORES CONDICIONES DE OPERACIÓN DEL SISTEMA DE MANTO DE LODOS DE FLUJO ASCENDENTE –UASB.

Una vez seleccionado el inóculo, se continúa con la parte final de la experimentación que consiste en la evaluación del reactor UASB a diferentes tiempos de retención hidráulicos. El tiempo de valoración del reactor fue de cinco meses. Una vez estabilizado el reactor se procedió a la alimentación con lixiviado puro con adición de ácido Clorhídrico. Los períodos de operación del sistema a los diferentes tiempos de retención hidráulicos son mostrados en la tabla 26, evaluando su producción de metano por medio de gasómetros fabricados en acrílico de capacidad 8 litros, que funcionan por medio del sistema de desplazamiento de líquido (botella de Mariotte), además se determinó el porcentaje de remoción de materia orgánica medida como la demanda química de Oxígeno (DQO), la alcalinidad, los ácidos grasos volátiles y el pH del lixiviado afluente y efluente.

Tabla 26. Periodo operacional del reactor UASB después de lograr la estabilización.

Días	Tiempos de Retención Hidráulicos (TRH) Horas
153 – 184	54
184 – 215	44
215 – 243	39
243 – 274	24
274 – 304	17

En la fase final del estudio se revisan los datos obtenidos anteriormente para poder establecer el comportamiento del reactor UASB a distintos tiempos de retención hidráulicos tratando de alimentar el sistema con la misma carga orgánica del lixiviado proveniente del relleno sanitario de Bucaramanga .

Para los diferentes tiempos de retención hidráulicos estudiados el comportamiento del sistema se muestra en las siguientes gráficas 34, 35, 36, 37, 38 y 39.

❖ Producción de metano : La composición del metano en el biogás durante el periodo de evaluación en continuo es mostrada en la gráfica 34. En ella se aprecia

la estabilidad alcanzada por el sistema durante todo el periodo de evaluación presentando una alta composición en volumen de metano en el UASB cerca del 65% del biogás producido corresponde a CH₄. Al lograr el criterio de estabilidad se determina para cada tiempo de retención hidráulico la producción específica de metano (Y litros_{CH₄}/g_{DQOremovido}) teniendo en cuenta la demanda química de oxígeno removida y la producción específica de metano teniendo en cuenta la carga adicionada (Y^* litros_{CH₄}/g_{DQOadicionado}) (ver tabla 27).

Gráfica 34. Comportamiento del biogás del reactor a los diferentes TRH.

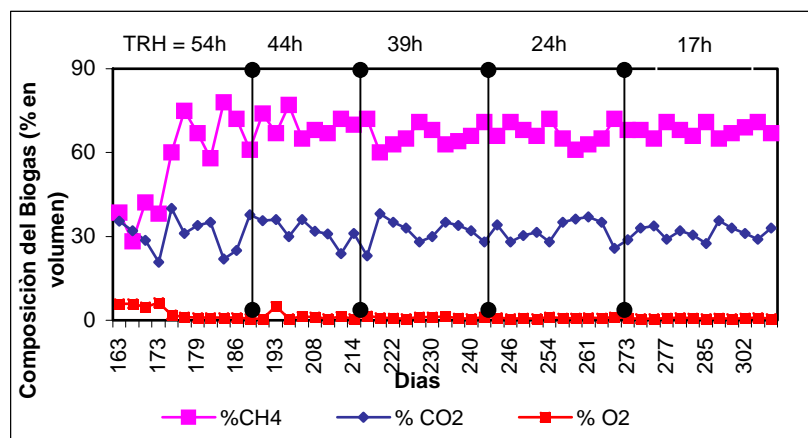


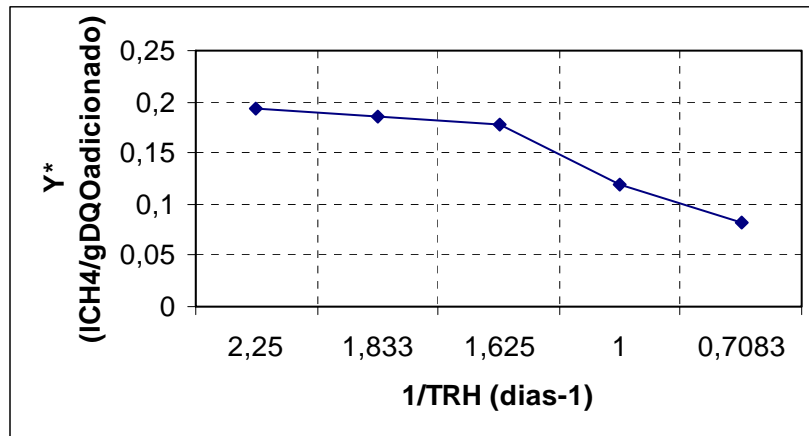
Tabla 27. Rendimiento de metano

TRH (días)	2,25	1,833	1,625	1	0,7083
Y (l CH ₄ /gDQO _{removido})	0,294	0,3008	0,2987	0,2698	0,3321
Y^* (l CH ₄ /gDQO _{adicionado})	0,1942	0,1855	0,1775	0,1193	0,08258

Al graficar la producción de metano respecto a la DQO adicionada (Y^* litros_{CH₄}/g_{DQOadicionado}) con el inverso del tiempo ($1/ TRH$) se obtiene un factor de correlación de 0.8873 y un valor promedio de la producción específica máxima de metano de 0.2386 litros de CH₄/g DQO_{adicionado}, que es un poco lejano del que reporta la literatura para agua residual a condiciones estándares. (0.35 litros de CH₄/g DQO_{adicionado})³⁷. Las diferencias en la composición del lixiviado pueden explicar este hecho.

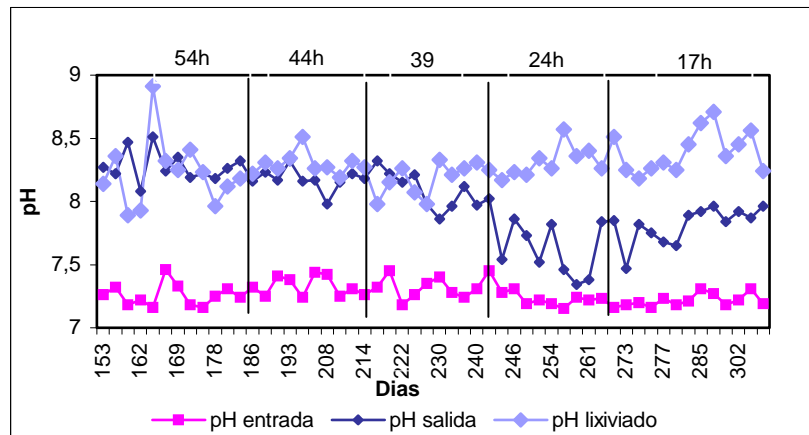
³⁷ LEMA, J And IBAÑEZ, E. Anaerobic treatment of landfill leachate: kinetics and stoichiometry. Environmental technology letters. Vol. 8, pp. 555-564 (1987).

Gráfica 35. Producción específica de metano a los diferentes tiempos de retención hidráulicos.



❖ pH: La adición de ácido clorhídrico 1N al lixiviado afluente para llevarlo a las condiciones de actividad microbológica anaerobia (7.5-8.2) es indispensable.

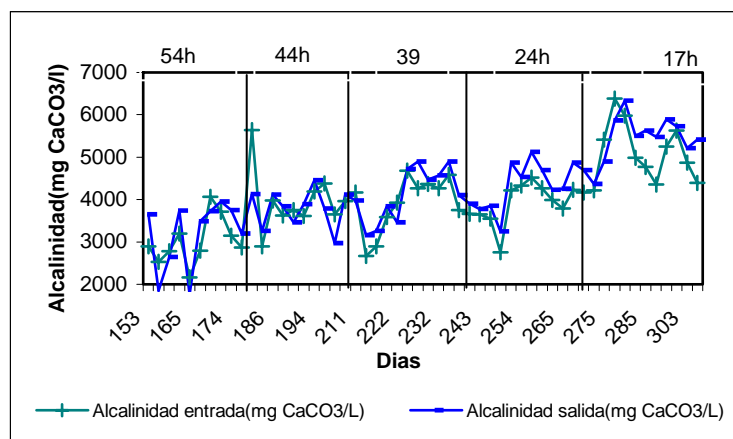
Gráfica 36. Comportamiento del pH del Lixiviado afluente y efluente a los diferentes TRH



❖ Alcalinidad: La alcalinidad total en el agua esta constituida por las sales de hidróxido (OH⁻), carbonatos (CO₃²⁻), bicarbonatos (HCO₃⁻) y sales de ácidos débiles (ácidos grasos volátiles); el pH comúnmente encontrado en un reactor anaerobio es inferior a 8, por lo tanto no existe la presencia de iones OH⁻ y CO₃²⁻ y la alcalinidad útil para fines de amortiguamiento del pH es debida a los bicarbonatos. Este ión

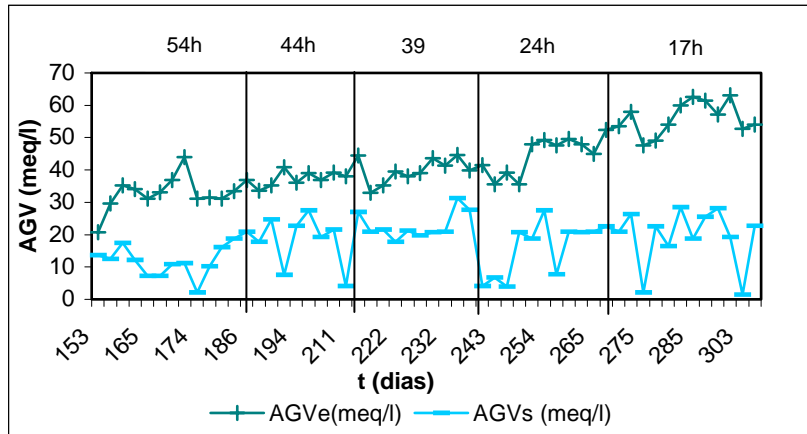
(bicarbonato), se forma por la reacción del dióxido de carbono con el material de cobertura de los residuos sólidos, el cual está conformado principalmente por material cálcico. Por lo tanto la alta alcalinidad del lixiviado afluente es una característica de estos líquidos; en los procesos anaerobios una concentración entre 2500 a 5000 mg/l como CaCO_3 es suficiente para proveer una adecuada amortiguación en los cambios bruscos de pH.

Gráfica 37. Comportamiento de la alcalinidad del lixiviado afluente y efluente a los diferentes TRH, Proceso UASB.



❖ **Ácidos grasos volátiles** : La concentración de ácidos orgánicos (principalmente en forma de ácidos grasos volátiles) junto con el pH del sistema deben determinarse diariamente para asegurar la estabilidad y correcto funcionamiento del proceso anaerobio. Con frecuencia puede presentarse la inhibición de las bacterias metanogénicas por acumulación de éstos ácidos en el reactor. Los ácidos grasos volátiles medidos durante la evaluación en continuo del sistema a los diferentes tiempos de retención hidráulicos, disminuyeron su concentración en el lixiviado efluente como consecuencia de la reacción de éstos ácidos con los iones bicarbonato (base) principales constitutivos de la alcalinidad, evitando de esta forma un descenso drástico en el pH del sistema por el efecto regulador o buffer del bicarbonato. En la gráfica 38 se muestra el comportamiento de los ácidos grasos volátiles a lo largo del tiempo de operación en continuo del UASB.

Gráfica 38. Comportamiento de los Ácidos Grasos volátiles del lixiviado afluente y efluente a los diferentes TRH, Proceso UASB.

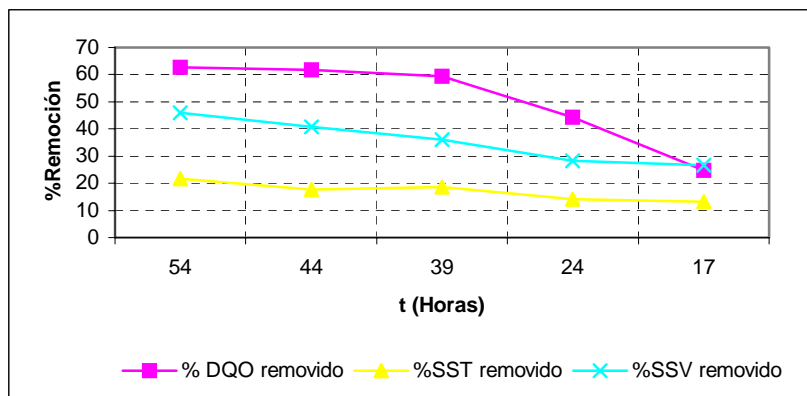


Los porcentajes de remoción de materia orgánica (DQO), sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles se registran en la siguiente tabla:

Tabla 28 Porcentaje de remoción de la DQO, SST y SSV a los diferentes tiempos de retención hidráulicos, Proceso UASB.

Horas	% DQO removido	%SST removido	%SSV removido
54	62,64	21,7	45,99
44	61,71	17,79	40,78
39	59,5	18,73	35,98
24	44,25	14,17	28,38
17	24,85	13,09	26,73

Gráfica 39. Porcentaje de remoción de DQO, SST y SSV a los diferentes tiempos de retención hidráulicos.



6. ANÁLISIS DE BIODEGRADABILIDAD Y MODELO DE APROXIMACIÓN PARA LA ESTIMACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE METANO.

Una vez los resultados a diferentes tiempos de retención hidráulicos fueron obtenidos se realizó un balance de masa para determinar el porcentaje de materia orgánica usada en la producción de metano con base en la carga orgánica del lixiviado que entra al reactor. El lixiviado contiene diferentes compuestos orgánicos, algunos completamente biodegradados(AGV, etanol), mientras que otros pueden resultar totalmente refractarios al proceso anaerobio. La determinación de la biodegradabilidad anaerobia de un agua residual permite estimar la fracción de DQO que puede ser eliminada y la fracción que permanece en el efluente como refractaria. Una parte de la materia orgánica presente en el efluente sin haber sufrido degradación alguna o bien en forma de componentes de menor tamaño por lo general ácidos grasos volátiles. A su vez la materia orgánica metabolizada se transforma mayoritariamente en biogás y minoritariamente en masa celular. Teniendo esto en cuenta, se puede definir:

- El porcentaje de depuración o de DQO eliminada como:

$$\%DQO_{\text{eliminada}} = \frac{DQO_{\text{afluente}} - DQO_{\text{efluente}}}{DQO_{\text{afluente}}} * 100$$

- Porcentaje de materia orgánica que permanece como ácidos grasos volátiles en el efluente.

$$\%AGV = \frac{DQO_{AGV\text{efluente}}}{DQO_a} * 100$$

- Porcentaje de metanización

$$\%M = \frac{DQO_{CH_4} \text{efluente}}{DQO_{\text{afluente}}} * 100$$

- Porcentaje de acidificación

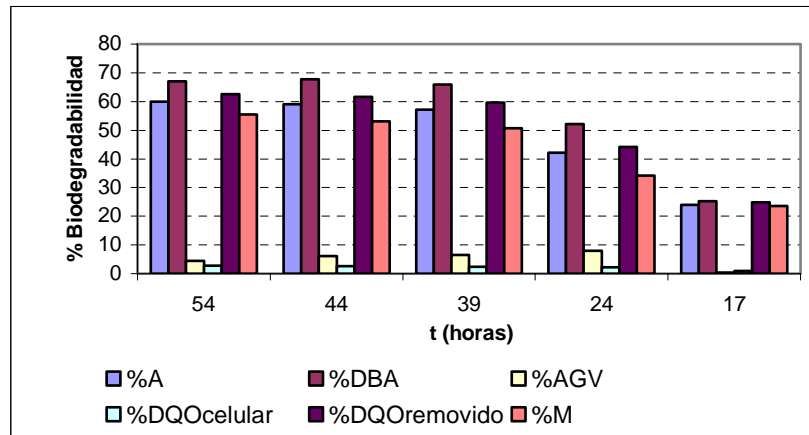
$$\%A = \%M + \%AGV$$

- Porcentaje de Biodegradabilidad anaerobia

$$\%DBA = \%E + \%AGV$$

En donde DQO_{AGV} y DQO_{celular} son las demandas químicas de Oxígeno correspondientes a los ácidos grasos volátiles y material celular respectivamente y DQO_{CH_4} la demanda química de Oxígeno del metano en el biogás. Por lo tanto en la gráfica 40, se muestran los resultados de los diferentes valores de biodegradabilidad anaerobia determinados experimentalmente.

Gráfica 40. Porcentajes de biodegradabilidad anaerobia a diferentes TRH, Proceso UASB.



Los ensayos de biodegradabilidad indican que para un tiempo de 54 horas se obtiene una eficiencia de remoción de DQO del 62% la cual corresponde a una carga orgánica de $3.2 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{día}$.

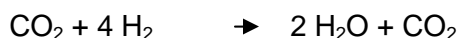
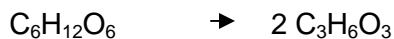
6.1 MODELO DE APROXIMACIÓN PARA LA ESTIMACIÓN DE LA PRODUCCIÓN DE METANO. La degradación anaerobia de sustancias orgánicas complejas en metano y dióxido de carbono ha sido descritas como un proceso de multietapas en las cuales se involucran reacciones en paralelo y en serie en las que están implicadas un número considerable de especies bacterianas. Este proceso involucra primero que las sustancias complejas poliméricas sean hidrolizadas a monómeros orgánicos y estos se convierten en hidrogeno, dióxido de carbono, ácidos grasos volátiles y otros productos orgánicos y estos son convertidos a acetato, hidrogeno y dióxido de carbono y posteriormente se lleva a cabo la metanogénesis por los productores de metano. La obtención de metano se determina mediante una serie de reacciones químicas, en donde se usa una ecuación empírica para los microorganismos, asumiéndola como $CH_{1.8}O_{0.5}N_{0.2}$ (Roels(1983), Battley(1987)); empleando reacciones anabólicas y catabólicas.

La reacción anabólica empleada es :



Donde, **a** es la fracción del sustrato usado para crecimiento celular, **y** es el rendimiento de crecimiento molar (mol de células/ mol sustrato), **b** y **c** son coeficientes estequiométricos para CO_2 y H_2O en las reacciones anabólicas.

Las reacciones catabólicas son:



El crecimiento y es inicialmente considerado pero estudios reportan ((Ahring y Westermann (1987)); (Lewis y Yang (1992)) que es generalmente del 30% (g/ gmol sustrato)³⁸ y los balances molares de carbono, hidrogeno y oxigeno son entonces formados por la reacción anabólica teniendo en cuenta **a, b y c.**

Para resolver este sistema de ecuaciones fue necesario conocer la Demanda Biológica a la entrada y salida del proceso con el fin de poder estimar el carbono orgánico total (COT) que esta reaccionando en cada tiempo de retención hidráulico, el cual es transformado en metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) y para el crecimiento celular.

Combinando la reacción anabólica con la catabólica se tiene:

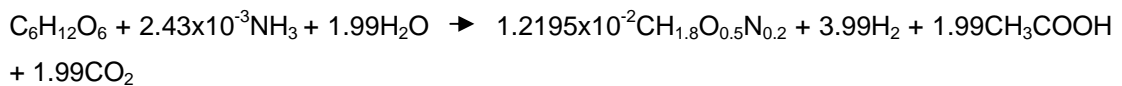
Para glucosa se tiene que:

$$a: 0.175y$$

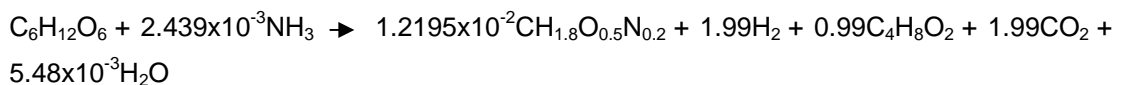
$$b: 0.05y$$

$$c: 0.45y$$

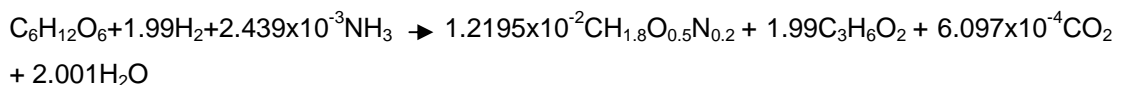
Glucosa a ácido acético:



Glucosa a ácido butírico:



Glucosa a ácido propiónico:



³⁸ SWARBRICK, G And LETHLEAN, J. A Thermodynamic model for msw landfill degradation.

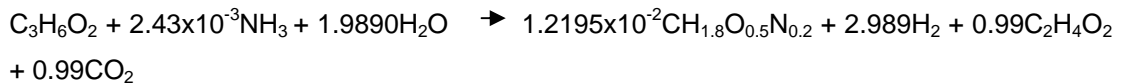
Para ácido propiónico se tiene:

$$a: 0.3y$$

$$b: -0.1y$$

$$c: 0.3y$$

Ácido propiónico a ácido acético:



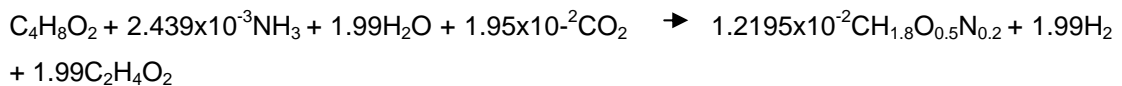
Para ácido butírico se tiene:

$$a: 0.21y$$

$$b: -0.16y$$

$$c: 0.24y$$

Ácido butírico a ácido acético:



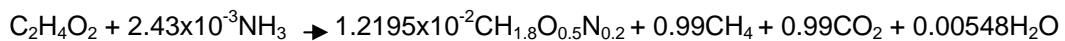
Para ácido acético se tiene:

$$a: 0.45y$$

$$b: 0.525y$$

$$c: 0.05y$$

Ácido acético a metano:

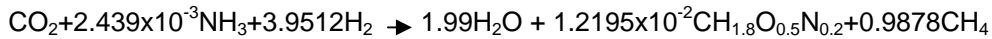


Para dióxido de carbono se tiene:

$$a: y$$

$$c: 1.5y$$

Dióxido de carbono a metano:

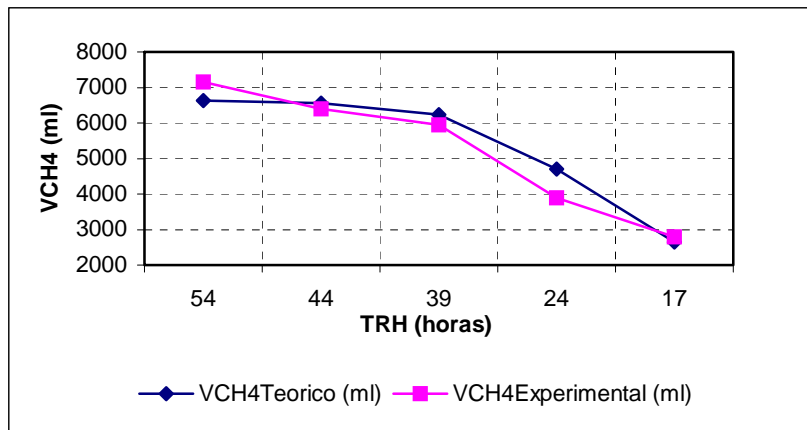


Conociendo de antemano el coeficiente de crecimiento celular ($y_{\text{teórica}}$: $\text{mol}_{\text{celulas}}/\text{mol}_{\text{sustrato}}$) y haciendo los respectivos balances de masa para cada grupo de bacteria a los diferentes tiempos de retención hidráulicos se calculan los mililitros de metano teóricos ($\text{VCH}_{4\text{teórico}}$); que al ser comparados con los volúmenes de metano determinados experimentalmente ($\text{VCH}_{4\text{experimental}}$) se encuentra que el margen de error no fue superior al 10%; por lo tanto se procede a calcular el coeficiente de crecimiento celular experimental para cada reacción ($y_{\text{experimental}}$: $\text{mol}_{\text{celulas}}/\text{mol}_{\text{sustrato}}$); dichos datos se observan en la tabla 29

Tabla 29. Volumen de metano experimentalmente y mediante el modelo bioquímico.

$y_{\text{teórica}}$ ($\text{mol}_{\text{celulas}}/\text{mol}_{\text{sustrato}}$)	$\text{VCH}_{4\text{teórico}}$ (ml)	$\text{VCH}_{4\text{experimental}}$ (ml)	$y_{\text{experimental}}$ ($\text{mol}_{\text{celulas}}/\text{mol}_{\text{sustrato}}$)
0.01295	6630	7150	0.01246
0.01295	6560	6400	0.01225
0.01295	6242	5950	0.01604
0.01295	4697	3900	0.01395
0.01295	2641	2800	0.01315

Gráfica 41. Comparación del volumen de metano obtenido experimentalmente y mediante el modelo matemático.



La digestión anaerobia es un proceso bacteriano y su cinética refleja el crecimiento de las especies bacterianas y la degradación del sustrato por parte de estas; por lo tanto es necesario establecer la velocidad de masa celular (r_g), el rendimiento celular que indica la fracción de sustrato destinada al crecimiento celular ($y_{x/s}$) y la velocidad de sustrato utilizada por unidad de biomasa en la unidad de tiempo (r_s).

El crecimiento celular de las bacterias involucradas en la degradación de lixiviado se tomo de la sumatoria de la masa de microorganismos que intervienen en cada reacción para cada tiempo de retención hidráulico; por lo tanto se tiene los resultados en la tabla 30.

Tabla 30. Velocidad de crecimiento microbiano experimental

trh (horas)	r_g (g/l*h)
54	5.206×10^{-4}
44	5.75×10^{-4}
39	8.08×10^{-4}
24	8.52×10^{-4}
17	6.33×10^{-4}

Conociendo la velocidad de crecimiento celular y haciendo un balance de masa en el reactor para el sustrato se obtiene la ecuación 1; representada esquemáticamente mediante la figura 14.

$$QS_o - QS + Vr_s = \frac{dS}{dt}V \quad (1)$$

Donde:

V: Volumen del reactor, ml

Q: Caudal, ml /seg

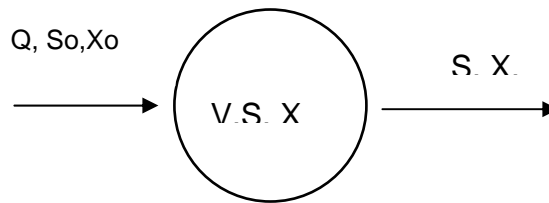
S : Concentración de sustrato limitante del crecimiento, mg/l, se puede cuantificar en términos de DQO y DBO.

r_s : Tasa de utilización de sustrato, masa/ unidad de volumen*tiempo

$\frac{dS}{dt}$: Tasa de cambio de concentración de sustrato en el reactor.

t: tiempo, seg

Figura 18. Diagrama para un reactor de mezcla completa sin recirculación.



Reorganizando la ecuación , se tiene:

$$\frac{(S_0 - S)}{\theta} + r_s = \frac{dS}{d\theta}$$

Considerando que el sistema se encuentra en estado estable y conociendo la concentración de sustrato entrante y saliente se determina la tasa de utilización de sustrato (r_s) y la constante de crecimiento ($y_{x/s}$) para cada tiempo de retención hidráulico mediante las siguientes ecuaciones:

$$\frac{(S_0 - S)}{\theta} = -r_s$$

$$-y_{(x/s)} = \frac{r_g}{r_s}$$

Los datos obtenidos se reportan en la tabla 29.

Tabla 31. Velocidad de consumo de sustrato.

trh (horas)	r_s (g/l*h)
54	6.11×10^{-2}
44	6.86×10^{-2}
39	7.37×10^{-2}
24	8.93×10^{-2}
17	7.04×10^{-2}

8. CONCLUSIONES

- El sistema de lodos activados es viable técnicamente para el tratamiento de lixiviado bajo nuevas condiciones de operación.
- El tratamiento biológico para el lixiviado del relleno sanitario de Bucaramanga es factible técnica y operativamente mediante un sistema UASB.
- Aunque se obtuvieron remociones de materia orgánica altas en el sistema anaerobio UASB (60% en DQO), éste sistema requiere de optimización y/o integración con un sistema fisicoquímico ya que no resuelve totalmente la problemática ambiental asociada al lixiviado.
- El modelo bioquímico propuesto para predecir la producción de metano en el sistema de degradación anaerobia del lixiviado es adecuado ya que se obtuvieron valores equivalentes de metano de manera experimental, con respecto al predicho por el modelo en cada tiempo de retención hidráulico.
- La producción de lodo activado a partir de lixiviado alcanzó el equivalente al 20% (750 mg/L) de los valores teóricos considerados como viables técnica y económicamente para un sistema de lodos activados (3500 mg/L) por lo que esta estrategia no resulta recomendable para el tratamiento en que el lodo floculento generado no es suficiente para la puesta en marcha del proceso.
- El mejor sistema de tratamiento del lixiviado fue el realizado en reactor UASB inoculado con mezcla de lodos de PTAR Río Frío – Planta Porcícola en cuanto a producción de metano. Se verificó su eficiencia en diferentes tiempos de retención hidráulicos (17, 24, 39, 44 y 54 horas), obteniéndose un máximo de remoción del 62% para un TRH de 54 horas con una Carga orgánica volumétrica de 3,273 gDQO/litro*día una Producción específica de Metano de 0,19425 litros y una Tasa de generación de metano de 0.64 litros CH₄/litros de reactor*día.

- Una condición de diseño importante para la aplicación del sistema UASB para el tratamiento del lixiviado de El Carrasco es el control continuo de pH del afluente entre 6.8 y 7.5 para evitar concentraciones inhibitorias de amoníaco en el sistema

- El lixiviado del Relleno Sanitario El Carrasco aporta nutricionalmente lo requerido para el crecimiento de poblaciones microbianas aerobias y anaerobias responsables del tratamiento por vía biológica de este residuo en cuanto a aspectos como DBO Nitrógeno y Fósforo, de acuerdo con las caracterizaciones fisicoquímicas realizadas. Por esta razón, no es necesaria la adición de fuentes adicionales de carbono, nitrógeno o fósforo al lixiviado, para ninguno de los dos procesos estudiados, en las condiciones de evaluación.

- Las variaciones de las concentraciones de las demandas de O₂ representadas en DBO₅ y DQO mantienen en promedio una relación de (DBO₅/DQO) mayor o igual a 0.5, confirmando la tratabilidad biológica del lixiviado.

9. BIBLIOGRAFIA

1. TCHOBANOGLIOUS, George; THEISEN, Hilary y VIRGIL, Samuel. Gestión Integral de Residuos Sólidos. Madrid: Mc Graw – Hill, 1994. p 408-409.
2. www.cepis.org.
3. TCHOBANOGLIOUS; THEISEN y VIRGIL, Op. cit., p. 160.
4. ARZUAGA, J; RODRIGUEZ, A y SERRANO, W. Diseño y construcción de un biorreactor para la fermentación en estado sólido de residuos sólidos orgánicos y su transformación en compost. 1999, p. 18-21. Tesis UIS.
5. COGÁN, A. M. y RODRÍGUEZ, I. C. Diagnostico, análisis y planteamiento de alternativas ambientales para minimizar la contaminación originada por los residuos tóxicos y peligrosos en el vertedero municipal El Carrasco. 2000, p 73. Tesis de grado UIS.
6. CRITES, R and CHOBANOGLIOUS, George. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Madrid: Mc Graw – Hill, 1998.
7. EDDY, M. Ingeniería de Aguas Residuales, tratamiento, vertido y reutilización. Madrid: Mc Graw – Hill, Tercera Edición, 1995.
8. Manual del curso “Arranque y Operación de Sistemas de flujo ascendentes con manto de lodo-UASB”. Universidad del Valle. Corporación Autónoma regional del Cauca. Universidad de Wageningen. Cali, Noviembre, 1987.
9. HIDALGO, H y GARCIA, P. Influencia del sulfato en la degradación anaerobia de materia orgánica. En: Ingeniería Química. Octubre. (2001); p. 183-189.
10. ROMERO, JA. Tratamiento de Aguas Residuales, Teoría y Principios de Diseño. Ed. Escuela Colombiana de Ingeniería. Santafé de Bogotá. 1999.
11. PAVLOSTATHIS, S. G. and GIRALDO-GOMEZ, E. Kinetics of Anaerobic Digestion. En: Water Science and Technology. Vol. 24, No. 8. (1991); p. 35-37
12. FLOTATS, X.; CAMPOS, E. y BONMATI, A. Aprovechamiento energético de residuos ganaderos. En: Curs d’Enginyeria Ambiental: Aprofitament enegètic de residus orgànics (3º: 1997: Lleida). Memorias, 1997. p. 2-3

13. RETAMAL, Jorge. Tecnologías Disponibles, En: I curso internacional sobre tratamiento de efluentes por digestión anaerobia.
14. CHRISTENSEN, T. H; & KJELDTSEN. Basic biochemical processes in landfill. En: Leachate management: leachate generation, collection, treatment and cost. German. Academic Press; (1989); p.1-23
15. www.cepis.org
16. BERRUETA, José. and CASTRILLON, Leonor. Efecto del N-NH₄ sobre el tratamiento anaerobio de lixiviados de vertederos. En: Ingeniería Química. Junio. (1997); p. 121-125
17. ALKALAY, D. GUERRERO, and et al. Review: Anaerobic Treatment of municipal sanitary landfill leachates: the problem of refractory and toxic components. En: World journal of microbiology & biotechnology. Vol. 14. (1998); p. 309-319
18. CARVAJAL, Daisy y CORTES, A. Biorremediación de lixiviados de residuos sólidos urbanos utilizando filtros biológicos. 1997. Tesis UIS.
19. AGUDELO, Rubén. Tratabilidad de lixiviados producidos en rellenos sanitarios. 1994. Tesis. Universidad de Antioquia.
20. MARTINEZ, Simón y VALDIVIA, Cruz Alberto. Tratamiento de los lixiviados de un vertedero en un sistema de lodos activados. En: XXVI Congreso Interamericano de ingeniería Ambiental.
21. BORZACCONI, L y VIÑAS, M. Degradación anaerobio de lixiviado de relleno sanitario y postratamiento aerobio. En: Memorias , IV Seminario- Taller latinoamericano tratamiento anaerobio de aguas residuales. Bucaramanga, Noviembre (1996); p. 569-578.
22. LEMA, Juan y IBAÑEZ, Enric. Tratamiento de los lixiviados de residuos sólidos urbanos por digestión anaerobia. En: Ingeniería Química, Abril 1986; p. 145 - 152
23. BERRUETA, J. y CASTRILLON, L. Tratamiento Anaerobio de lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos. En: tecnología del Agua. Enero, 1991. No 77, p. 70-74
24. BERRUETA, J. y CASTRILLON, L. Efecto del N-NH₄⁺ sobre el tratamiento anaerobio de lixiviados de vertederos. En: Ingeniería Química. Junio, 1997. Pág. 121-125

25. MENDEZ, R, LEMA, Juan , and BLÁZQUEZ. Characterization of landfill leachate and alternatives for their treatment: a review. En: Water, air and soil pollution. Vol 40(1988). Pag. 223-250
26. MENDEZ, R, LEMA, Juan, BLÁZQUEZ, R and FORJAN C. Characterization, digestibility and anaerobic treatment of leachate from old and young landfills. En: Water science technology. Vol. 21. 1989; p. 145 - 155
27. ALKALAY, D., GUERRERO, L., CHAMY, R. & LEMA, J. Review: Anaerobic treatment of municipal sanitary landfill leachates: the problem of refractory and toxic components. En: World Journal of microbiology & biotechnology. Vol. 14, 1998. pag. 309-320.
28. IZA, J., KEENAN, J. Y SWITZENBAUM, M.S. Anaerobic treatment of municipal solid waste landfill leachate: operation of pilot scale hybrid UASB /AF reactor. En: Water Science and technology. Vol 25, No 7. 1992. p.255-264
29. WU, Y., HAO, J., OU, K & SCHOLZE, R. Treatment of leachate from a solid waste landfill site using a two stage anaerobic filter. En: Biotechnology and bioengineering. Vol 31. 1988. p.257-266
30. WANG, Peng et al. Landfill leachate treatment with combined UASB and fenton coagulation. Resumen. En: www.konetic.or.kr/koneticreport/analreport/
31. TIMUR, H and OTURK, I. Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed filter. En: Water Science Technology. Vol. 36 No 6-7. pag 501-508, 1997
32. DIAMADOPOULOS, E; SAMARAS, P; DABOU, X and SAKELLAROPOULOS, G.P. Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor. En: Water Science Technology. Vol. 36 No 2-3. pp. 61-68, 1997
33. HANG, Sik et al. Performance of UASB reactor treating leachate from acidogenic fermentation of food waste. En: Water Research .Vol.35 No. 14, pag 3441-3447, 2001
34. RITTMANN, Bruce & McCarty Perry. Biotecnología del Medio Ambiente. Principios y Aplicaciones. McGrawHill Interamericana, España, 2001. Págs. 584 - 590
35. Mejoramiento del bioproceso de tratamiento de las aguas residuales domesticas en la planta de Rio Frio. UIS-CinBln; CDMB; 1997.

36. RITMANN, Bruce and McCarty,.Op. cit. Pag. 333
37. HIDALGO, M.D y GARCIA ENCINA, P.A. Influencia del sulfato en la degradación anaerobia de materia orgánica.. Ingeniería Química. pp. 183-190; Octubre 2001.
38. LEMA, J And IBAÑEZ, E. Anaerobic treatment of landfill leachate: kinetics and stoichiometry. Environmental technology letters. Vol. 8, pp. 555-564 (1987).
39. SWARBRICK, G And LETHLEAN, J. A Thermodynamic model for msw landfill degradation.
40. ROJAS, Jairo Alberto. Tratamiento de aguas residuales. Escuela colombiana de ingeniería. Pag. 207. 2000.
41. CHEN, Y and HASHIMOTO, A.G. Kinetics of methane fermentation. En: Biotechnology and Bioengineering Sym. No 8, pags. 269 – 282. 1978
42. RITMANN, Bruce and McCarty, Perry. Biotecnología del medio Ambiente. Principios y aplicaciones. McGraw Hill. España, 2001. Pag. 333

Disponible en Internet: cchem.berkeley.edu/~jdkgrp/Research/Biofilms.html

Disponible en Internet: cepis.ops-oms.org/

Disponible en Internet: drydenaqua.co.uk/Air_oxygen/aeration/index_aeration.htm

Disponible en Internet: edafologia.ugr.es/carbonat/parametr.htm

Disponible en Internet: exopol.com/autovac/figuras/bc2.pdf

Disponible en Internet: gatey1.ovid.com/ovidweb.cgi

Disponible en Internet:

search.about.com/fullsearch.htm?meta=rs&terms=Landfill+Leachate

Disponible en Internet: technologyportfolio.pdf

Disponible en Internet: toprakhhomepage

Disponible en Internet: ugr.es/~mita/intro.pdf

Disponible en Internet: miliarium.com/paginas/prontu/Tablas/vertidos/variacion.htm