

**FILTRO ANAEROBIO DE LECHO GRANULAR ASCENDENTE PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
F.A.L.G.2**

**MARIA FERNANDA SANTACRUZ BURBANO
BRANDON DAMIAN CERON ROJAS**

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE INGENIERIA
INGENIERIA CIVIL
SAN JUAN DE PASTO**

2001

**FILTRO ANAEROBIO DE LECHO GRANULAR ASCENDENTE PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
F.A.L.G.2**

**MARIA FERNANDA SANTACRUZ BURBANO
BRANDON DAMIAN CERON ROJAS**

**Trabajo de grado para optar el título de
Ingeniero Civil**

**Director
ROBERTO EFRAIN SALAZAR CANO
Ingeniero Civil
Magister en Ingeniería Sanitaria y Ambiental**

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE INGENIERIA
INGENIERIA CIVIL
SAN JUAN DE PASTO**

2001

RESUMEN

La investigación denominada " SISTEMA DE FILTROS ANAEROBIOS DE LECHO GRANULAR PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS F.A.L.G 2", tiene como objetivo principal comprobar que el sistema de tratamiento en estudio es eficiente en un medio cuyas temperaturas no son las óptimas para el desarrollo de procesos de degradación biológica de la materia orgánica, es decir, un medio cuyas temperaturas se encuentran por debajo de los 25°C, como ocurre en nuestra región.

La línea de investigación se compone físicamente de una captación localizada en las instalaciones del Instituto Correccional Santo Angel y de la Planta Experimental piloto localizada en las instalaciones del Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA).

La planta experimental piloto esta constituida por una fosa séptica mejorada, un filtro anaerobio de flujo ascendente y un filtro en arena que constituyen un sistema de tipo anaerobio.

Para realizar la evaluación del sistema se hicieron una serie de ensayos físicos: temperatura, oxígeno disuelto y sólidos suspendidos; químicos: DQO, DBO₅, alcalinidad, dureza, nitritos, nitratos, pH y bacteriológicos: coliformes totales, los

cuales se realizaron durante veinte semanas. Estos resultados se analizaron por medio de procesos matemáticos para evaluar las eficiencias en cuanto a remoción de materia orgánica y sólidos y las variaciones que se presentaron dentro del sistema de los demás parámetros, con lo que concluimos que el sistema anaerobio esta funcionando de manera adecuada.

Al finalizar esta etapa de la investigación se confirma que este sistema anaerobio tiene un buen desempeño en la depuración de aguas residuales para pequeñas comunidades, siendo económico y eficiente.

ABSTRACT

The investigation denominated "SYSTEM OF ANAEROBIOS FILTERS OF GRANULAR CHANNEL FOR THE TREATMENT OF URBAN RESIDUAL WATERS F.A.L.G.2", has as the main objective to check that the system of treatment in study is efficient in environment which temperatures are not the best ones for the development of processes of biological degradation of the organic matter; it means those temperatures that are below 25°C, as it happens in our region.

The investigation line is composed physically of a reception located in the installations of the Instituto Correccional Santo Angel and of the experimental pilot plant located in at Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA).

The experimental pilot plant is constituted by an improved septic Grave, a Filter anaerobio of ascendent flow and a Filter in sand that constitutes a system of anaerobio type.

For doing the evaluation of the system they were carried out a series of physical rehearsals: temperature, dissolved oxygen and suspended solids; chemical: DQO, DBO5, alkalinity, hardness, saltpeters, nitrates, pH and bacteriological ones such

as total coliformes, which were carried out during twenty weeks. These results were analyzed through mathematical processes to evaluate the efficacy in removing organic matter and solids. The evaluation was also directed to the variations that were present inside the system of the other parameters. With this we can conclude that the anaerobios system is working in an appropriate way.

Concluding this stage of the investigation, it is possible to confirm that this anaerobio system has a good performance in the purification of residual waters for small communities, and at the same time economic and efficient.

GLOSARIO

AMBIENTE AEROBIO: proceso que requiere o no es destruido por la presencia de oxígeno.

AMBIENTE ANAEROBIO: proceso desarrollado en ausencia de oxígeno molecular.

BACTERIA: grupo de organismos microscópicos unicelulares, rígidos carentes de clorofila, que desempeñan una serie de procesos de tratamiento que incluye oxidación biológica, fermentaciones, digestión, nitrificación y desnitrificación. Las bacterias constan de una sola célula. La mayoría de las bacterias utiliza materia orgánica como alimento y producen residuos, como resultado de sus procesos vitales.

BIODEGRADACIÓN: degradación de la materia orgánica por medio de bacterias, hasta llegar a formas más estables que no provoquen problemas ni malos olores.

BIOPELÍCULA: película biológica adherida a un medio sólido que lleva a cabo la degradación de la materia orgánica.

COLIFORMES: bacterias gram negativas de forma alargada capaces de fermentar lactosa con producción de gas a la temperatura de 35 ó 37°C (coliformes totales). El grupo coliforme de organismos es un indicador bacteriano de la contaminación. Este grupo habita principalmente en el intestino de los seres humanos.

DECANTADOR: (tanque de sedimentación, clarificador). Un tanque recipiente en el que se mantiene el agua residual durante un cierto tiempo, de manera que los sólidos más pesados se vayan al fondo y los más ligeros floten en la superficie.

DEGRADACION: conversión de una sustancia en compuestos más simples.

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO(DBO): indica la cantidad de oxígeno requerido por los microorganismos aerobios en su respiración para consumir o para degradar la materia orgánica en condiciones controladas de temperatura y tiempo.

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO(DQO): medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidación química de la materia orgánica del agua residual, usando como oxidantes sales inorgánicas de permanganato o dicromato en un ambiente ácido y a altas temperaturas.

DESCOMPOSICION ANAEROBIA: degradación de la materia orgánica en ausencia de oxígeno molecular por efecto de microorganismos. Usualmente va acompañada de la generación de ácidos y gas metano.

DIGESTIÓN: descomposición biológica de la materia orgánica de un lodo en presencia de oxígeno.

EFLUENTE: agua residual u otro líquido sin tratar o tratado total o parcialmente, que sale de un recipiente, un proceso o una instalación de tratamiento.

FILTRO ANAEROBIO: consiste en una columna llenada con varios tipos de medios sólidos usados para el tratamiento de la materia orgánica carbonácea en aguas residuales.

INFLUENTE: llamaremos de este modo a todo líquido tratado o no que entre una instalación de tratamiento, un depósito, una cuenca, una parte del proceso, y en general en cualquier recipiente o receptor.

MATERIA ORGÁNICA: materia procedente de animales o vegetales. La materia orgánica puede ser consumida en general por bacterias y otros organismos pequeños. Las materias inorgánicas son sustancias químicas de origen mineral que pueden contener carbono y oxígeno mientras que las materias orgánicas contienen principalmente carbono e hidrógeno, junto con otros elementos.

METANOGENÉISIS: etapa del proceso anaerobio en el cual se genera gas metano y gas carbónico.

MICROORGANISMOS: organismos muy pequeños que solo pueden verse con el microscopio. Algunos microorganismos utilizan como alimento los residuos contenidos en las aguas fecales, extrayéndolos o alterando gran parte de los materiales de desecho.

NITRIFICACIÓN: conversión de materia nitrogenada no oxidada (amoníaco y nitrógeno orgánico) en nitrógeno oxidado (generalmente nitratos). La segunda fase de la demanda bioquímica de oxígeno se llama a veces etapa de nitrificación. La primera fase se llama la etapa carbónica (los compuestos carbónicos son oxidados a CO_2)

ORGANISMOS PATÓGENOS: bacterias o virus que pueden producir enfermedades como cólera, disentería. Hay muchos tipos de bacterias que no producen enfermedades y por lo tanto no son patógenas. En los procesos de tratamiento de aguas residuales pueden encontrarse bacterias beneficiosas para el tratamiento porque elimina residuos orgánicos.

OXÍGENO DISUELTO: concentración de oxígeno medida en un líquido, por debajo de la saturación. Normalmente se expresa en mg/lit. Oxígeno atmosférico disuelto en agua o en agua residual.

PH: técnicamente, es el logaritmo, con signo negativo, de la concentración de iones hidrógeno, en moles por litro. El pH varía entre 0 y 14, siendo 0 la máxima acidez y 14 a la máxima alcalinidad, y que 7 corresponde al valor neutro. La mayoría de las aguas naturales tiene un pH entre 6.5 y 8.5.

PLANTA PILOTO: planta de tratamiento a escala de laboratorio o técnica, que sirve para el estudio de la totalidad de un desecho líquido o la determinación de las constantes cinéticas y los parámetros de diseño del proceso.

PRETRATAMIENTO: procesos de tratamiento localizados antes del tratamiento primario. Utilización de rejillas, pantallas para extraer piedras, arenas, cáscaras de huevo y materias similares que puedan entorpecer el funcionamiento de la depuradora.

PROCESO BIOLÓGICO: proceso en el cual bacterias y otros microorganismos asimilan la materia orgánica del desecho para estabilizar el desecho e incrementar la población de microorganismos (lodos activados, filtros percoladores, digestión, etc).

PROTOZOOS: grupo de animales microscópicos, principalmente monocelulares (que constan de una sola célula), que se desarrollan a veces en colonias.

TANQUE SÉPTICO: sistema individual de disposición de aguas residuales para una vivienda o conjunto de viviendas; combina la sedimentación y la digestión. Los sólidos sedimentados acumulados se remueven periódicamente y se descarga normalmente en una instalación de tratamiento.

TRATAMIENTO ANAEROBIO: estabilización de un desecho por acción de microorganismos y en ausencia de oxígeno.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO: procesos de tratamiento en los cuales se intensifica la acción natural de los microorganismos para estabilizar la materia orgánica presente. Usualmente se utilizan para la remoción de la materia orgánica disuelta.

TRATAMIENTO PRIMARIO: tratamiento en el que se remueve una porción de los sólidos suspendidos y de la materia orgánica del agua residual. Esta remoción normalmente realizada por operaciones físicas como la sedimentación. El efluente del tratamiento primario usualmente contiene alto contenido de materia orgánica y una relativamente alta de DBO.

TRATAMIENTO SECUNDARIO: es aquel directamente encargado de la remoción de la materia orgánica y los sólidos suspendidos. Es un proceso de tratamiento de las aguas residuales, que cambia a formas más fácilmente separables del agua que se está depurando, la materia disuelta o en suspensión.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimiento a:

Roberto Salazar Cano. Ingeniero Civil y Director de la investigación.

Roberto García. Jefe de la Sección del Laboratorio de Aguas de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Nariño. Por la colaboración y orientación en la realización de los laboratorios.

A mis padres,
por su apoyo
A Luz, Monica y Danilo,
por su comprensión
A Juan Felipe,
por regalarme
cada día su sonrisa

MARIA FERNANDA SANTACRUZ BURBANO

A DIOS
A mi Madre

BRANDON DAMIAN CERON ROJAS

CONTENIDO

	Pág
INTRODUCCION	1
1. MARCO TEORICO	3
1.1 AGUAS RESIDUALES	3
1.2 MUESTREO Y PROCEDIMIENTOS ANALITICOS	4
1.2.1 Muestreo	5
1.2.2 Unidades de medida para parámetros físicos y químicos	7
1.2.3 Características físicas	9
1.2.3.1 Sólidos	9
1.2.3.2 Turbiedad	11
1.2.3.3 Color	12
1.2.3.4 Olor	14
1.2.3.5 Temperatura	15
1.2.3.6 Densidad	16
1.2.3.7 Conductividad	17
1.2.4 Características químicas inorgánicas	17
1.2.4.1 Potencial de hidrógeno	19
1.2.4.2 Nitrógeno	20
1.2.4.3 Fósforo	20
1.2.4.4 Alcalinidad	21

1.2.4.5	Cloruros	22
1.2.4.6	Azufre	22
1.2.5	Características químicas de compuestos orgánicos agregados	23
1.2.5.1	Caracterización de la materia orgánica agregada en aguas residuales	24
1.2.5.1.1	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	25
1.2.5.1.2	Demanda química de oxígeno (DQO)	27
1.2.5.1.3	Carbono orgánico total (COT)	28
1.2.5.1.4	Relaciones entre DBO,DQO y COT	29
1.2.5.1.5	Grasas y aceites	30
1.2.5.1.6	Tensoactivos	31
1.2.6	Características biológicas	32
1.2.6.1	Microorganismos presentes en aguas superficiales y aguas residuales	32
1.2.6.2	Organismos patógenos	34
1.2.6.2.1	Bacterias	34
1.2.6.2.2	Protozoos	35
1.2.6.2.3	Helmintos	36
1.2.6.2.4	Virus	37
1.2.6.3	Empleo de organismos indicadores	38
1.2.6.4	Conteo e identificación de bacterias	39
1.2.6.4.1	Conteo directo	39
1.2.6.4.2	Cultivo en placa	40
1.2.6.4.3	Técnica de filtro de membrana	41

1.2.6.4.4	Fermentación en tubos múltiples	41
1.3	ANTECEDENTES GENERALES SOBRE LA CONTAMINACION HIDRICA	42
1.3.1	Antecedentes sobre la preocupación internacional por la contaminación hídrica	44
1.3.2	Prevención y control de la contaminación hídrica	47
1.4	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	49
1.4.1	Poblaciones medianas – grandes	51
1.4.1.1	Pretratamientos	51
1.4.1.2	Tratamientos primarios	51
1.4.1.3	Tratamientos secundarios	52
1.4.1.4	Tratamientos terciarios	52
1.4.1.5	Tratamientos de fangos	53
1.4.2	Poblaciones pequeñas	54
1.5	TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES	54
1.5.1	Descripción del proceso	54
1.5.1.1	Hidrólisis	55
1.5.1.2	Fase Acetogénica	55
1.5.1.3	Fase Metanogénica	56
1.5.2	Parámetros de operaciones y control en los procesos anaerobios	57
1.5.2.1	Parámetros de operación	57
1.5.2.2	Parámetros de control	58
1.5.3	Digestión anaerobia en dos fases	58
1.5.4	Industrias en las que se emplea la depuración anaerobia a sus	

aguas residuales	60
1.5.4.1 Sector ganadero	61
1.5.4.2 Industria alimentaria	61
1.5.4.3 Industria no alimentaria	62
1.5.5 Resultados comparativos entre los procesos biológicos aerobios y anaerobios	63
1.5.5.1 Ventajas del tratamiento anaerobio	63
1.5.5.2 Inconvenientes del proceso anaerobio	65
1.5.6 Conclusiones sobre los procesos anaerobios	66
1.6 PROCESOS ANAEROBIOS	66
1.7 NORMAS DE VERTIMIENTO EN COLOMBIA	70
1.8 FILTRO ANAEROBIO DE LECHO FIJO	72
1.8.1 Generalidades	72
1.8.2 Ventajas y desventajas de los filtros anaerobios de lecho fijo	73
1.8.2.1 Ventajas	73
1.8.2.2 Desventajas	73
1.8.3 Material de soporte	74
1.8.4 Biopelícula	78
1.8.4.1 Características de la biopelícula	79
1.8.4.1.1 Composición	80
1.8.4.1.2 Espesor de la biopelícula	80
1.8.4.1.3 Densidad	81
1.8.4.2 Mecanismos de crecimiento de la biopelícula	81
1.8.4.3 Espesor de la biopelícula y arrastre de materia orgánica	

fuera del reactor	83
1.8.5 Condiciones de flujo	83
1.8.6 Filtro anaerobio de flujo ascensional	84
2. PLANTA EXPERIMENTAL PILOTO	88
2.1 LOCALIZACION	88
2.2 CAPTACION	89
2.3 ETAPAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO	89
2.3.1 Desbaste	89
2.3.2 Tanque séptico	89
2.3.3 Filtro anaerobio de soporte fijo	90
2.3.4 Filtro en arena	90
2.4 FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA	91
3. FILTRO ANAEROBIO DE SOPORTE FIJO	93
3.1 Datos preliminares	93
3.2 Medio de soporte	94
4. FUNCIONAMIENTO Y EVALUACION DEL SISTEMA – SEGUNDA ETAPA	95
4.1 OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DEL FILTRO ANAEROBIO DE SOPORTE FIJO	95
4.1.1 Lavado del lecho filtrante	95
4.1.2 Pérdida de carga	96
4.2 LABORATORIOS REALIZADOS EN LA FASE II	97
4.2.1 Toma de muestras	98
4.2.1.1 Tipo de muestras	98

4.2.1.1.1 Muestra simple	98
4.2.1.1.2 Muestra compuesta	98
4.2.1.1.3 Muestra integrada	98
4.2.1.2 Recipientes para las muestras	99
4.2.1.2.1 Para análisis físico – químicos	99
4.2.1.2.2 Para análisis bacteriológicos	99
4.2.2 Descripción de ensayos realizados	100
4.2.2.1 Demanda química de oxígeno (DQO)	100
4.2.2.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	101
4.2.2.3 Nitratos	103
4.2.2.4 Nitritos	104
4.2.2.5 Dureza total	105
4.2.2.6 Alcalinidad	107
4.2.2.7 Sólidos suspendidos	109
4.2.2.8 pH	110
4.2.2.9 Temperatura	111
4.2.2.10 Oxígeno disuelto	111
4.2.2.11 Bacteriológico N.M.P de coliformes totales	112
4.3 PRESENTACION DE RESULTADOS	113
4.3.1 Aforo del caudal	113
4.3.2 Resultados específicos	115
4.3.3 Resultados generales	141
4.4 ANALISIS DE RESULTADOS	163
4.4.1 Resultados específicos	163

4.4.2 Resultados generales	167
5. CONCLUSIONES	171
5.1 CONCLUSIONES ESPECIFICAS FILTRO ANAEROBIO	171
5.2 CONCLUSIONES GENERALES DEL SISTEMA	173
6. RECOMENDACIONES	175
6.1 RECOMENDACIONES ESPECIFICAS	175
6.2 RECOMENDACIONES GENERALES	176
BIBLIOGRAFIA	178

LISTA DE TABLAS

	Pág
Tabla 1. Principales constituyentes de interés en el tratamiento de aguas residuales	4
Tabla 2. Unidades comúnmente usadas para expresar resultados analíticos	8
Tabla 3. Definiciones para sólidos encontrados en aguas residuales	10
Tabla 4. Descripción de microorganismos presentes presentes en aguas naturales y residuales	32
Tabla 5. Procesos anaerobios de tratamiento de aguas residuales y biosólidos	67
Tabla 6. Rendimiento típico de los procesos anaerobios	68
Tabla 7. Edades de lodos para diseño	70
Tabla 8. Especificaciones de reactivos para dureza total	107
Tabla 9. Especificaciones de reactivos para alcalinidad	109
Tabla 10. Determinación del caudal	114
Tabla 11. Valores de remoción de DQO	115
Tabla 12. Valores de remoción de DBO ₅	117
Tabla 13. Valores de remoción de Sólidos Suspendidos	119
Tabla 14. Valores de variación de Nitritos	121
Tabla 15. Valores de variación de Nitratos	123

Tabla 16. Valores de variación de Alcalinidad	125
Tabla 17. Valores de variación de Dureza	127
Tabla 18. Valores de variación de Temperatura	129
Tabla 19. Valores de variación de pH	131
Tabla 20. Valores de variación de Oxígeno Disuelto	133
Tabla 21. Valores de remoción de Coliformes Totales	135
Tabla 22. DQO vs DBO5 (Salida Fosa Séptica)	137
Tabla 23. DQO vs DBO5 (Salida Filtro Anaerobio)	139
Tabla 24. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. DQO	141
Tabla 25. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. DBO ₅	143
Tabla 26. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. Sólidos Suspendidos	145
Tabla 27. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. Nitritos	147
Tabla 28. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. Nitratos	149
Tabla 29. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. Alcalinidad	151
Tabla 30. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. Dureza	153
Tabla 31. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. Temperatura	155
Tabla 32. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. PH	157
Tabla 33. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. Oxígeno Disuelto	159
Tabla 34. Resultados Generales: Sistema Anaerobio. Coliformes Totales	161

LISTA DE FIGURAS

	Pág
Figura 1. Interrelación de los valores de las fracciones de sólidos en aguas residuales	11
Figura 2. Filtro Anaerobio	85
Figura 3. Variación de DQO	116
Figura 4. Variación de DBO_5	118
Figura 5. Variación de Sólidos Suspendidos	120
Figura 6. Variación de Nitritos	122
Figura 7. Variación de Nitratos	124
Figura 8. Variación de Alcalinidad	126
Figura 9. Variación de Dureza	128
Figura 10. Variación de Temperatura	130
Figura 11. Variación de pH	132
Figura 12. Variación de Oxígeno Disuelto	134
Figura 13. Variación de Coliformes Totales	136
Figura 14. DQO vs DBO_5 (Salida Fosa Séptica)	138
Figura 15. DQO vs DBO_5 (Salida Filtro Anaerobio)	140
Figura 16. Variación de DQO. Sistema Anaerobio	142
Figura 17. Variación de DBO_5 . Sistema Anaerobio	144
Figura 18. Variación de Sólidos Suspendidos. Sistema Anaerobio	146

Figura 19. Variación de Nitritos. Sistema Anaerobio	148
Figura 20. Variación de Nitratos. Sistema Anaerobio	150
Figura 21. Variación de Alcalinidad. Sistema Anaerobio	152
Figura 22. Variación de Dureza. Sistema Anaerobio	154
Figura 23. Variación de Temperatura. Sistema Anaerobio	156
Figura 24. Variación de pH. Sistema Anaerobio	158
Figura 25. Variación de Oxígeno Disuelto. Sistema Anaerobio	160
Figura 26. Variación de Coliformes Totales. Sistema Anaerobio	162

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo de grado se ha llevado a cabo como una segunda etapa del proyecto denominado: SISTEMA DE FILTROS ANAEROBIOS DE LECHO GRANULAR PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS, cuya planta experimental piloto se encuentra ubicada en predios del SENA.

En su primera etapa, el proyecto consistió en el diseño, construcción, puesta en marcha y evaluación de las condiciones iniciales del sistema de tratamiento. Durante este primer período de estudio, se inició la maduración del proceso.

Es importante tener en cuenta que el arranque de un proceso de crecimiento bacteriano adherido puede demorar más de seis meses en aguas residuales de baja concentración y bajas temperaturas, como sucede en este caso.

En esta segunda fase de la investigación, el propósito principal fue el de comprobar que el sistema de tratamiento en estudio es eficiente en un medio cuyas temperaturas no son las óptimas para el desarrollo de procesos de degradación biológica de la materia orgánica, es decir, un medio cuyas temperaturas se encuentran por debajo de los 25°C, como ocurre en nuestra región.

Además, al conocer el nivel de eficiencia de cada una de las unidades de tratamiento, se puede analizar la factibilidad de implementación de este tipo de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales en las diferentes poblaciones de nuestro departamento.

El proceso de investigación en esta segunda etapa, se dividió en tres fases de igual importancia para nuestro estudio, las cuáles fueron: operación y mantenimiento del sistema, realización de ensayos de laboratorio y recolección e interpretación de resultados. Es de anotar que para llevar a cabo cada una de estas actividades fue necesaria una supervisión continua del funcionamiento del sistema, además se debió adquirir bastante práctica en el manejo de los equipos de laboratorio de la Facultad de Ingeniería.

Esta tesis pretende arrojar información que permita un desarrollo importante en el tratamiento de aguas residuales en nuestro medio, ya que es muy poco lo que se ha trabajado en este campo y las reglamentaciones que rigen la protección y el manejo adecuado del medio ambiente apenas comienzan a aplicarse en nuestra región.

1. MARCO TEÓRICO

1.1 AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales (AR), son consideradas residuos que, debido a la utilización que ha recibido el agua anteriormente, contienen un índice de contaminación suficientemente elevado como para no poder ser vertidas directamente al medio ambiente sin un tratamiento previo.

Las AR existen desde que el hombre utiliza el agua como medio para limpiar y llevar lejos los detritos humanos y otros desperdicios generados en su actividad diaria. En los últimos siglos (especialmente a partir de 1850), la intención fundamental de los ingenieros era recolectar las AR y transportarla fuera de las ciudades para ser vertidas en una masa de agua, generalmente un río que las diluyera y las llevara lo mas lejos posible. Pronto se observo que el vertimiento indiscriminado ocasionaba el deterioro de la masa de agua que las recibía, hasta el punto en que la vida acuática desaparecía de su seno, tornándose las aguas residuales en un liquido mal oliente y de aspecto desagradable y afectando la salud de los pobladores. Se hizo necesario entonces la búsqueda de técnicas y procedimientos para purificar las AR a un nivel que la naturaleza acepte y a un costo moderado.

A continuación en la tabla 1 se presentan los principales constituyentes de interés en el tratamiento de las aguas residuales.

TABLA 1. Principales constituyentes de interés en el tratamiento de aguas residuales

Constituyentes	Razones de interés
Sólidos suspendidos totales	Formación de depósitos de lodos y condiciones anaerobias.
Compuestos orgánicos biodegrada.	Agotamiento del oxígeno en fuentes naturales y desarrollo de condiciones sépticas.
Constituyentes inorgánicos disueltos (p.ej. sólidos disueltos totales)	Constituyentes inorgánicos adicionados por el uso. Aplicaciones en el reciclaje y en la reutilización de aguas residuales.
Metales pesados	Constituyentes metálicos adicionados por el uso. Muchos metales se clasifican como pululantes de prioridad.
Nutrientes	Crecimiento excesivo de la vida acuática indeseable, eutrofización, concentración de nitratos en agua para consumo.
Patógenos	Transmisión de enfermedades.
Polulantes orgánicos prioritarios.	Sospechosos de ser carcinógenos, mutagénicos, teratogénicos o de toxicidad aguda alta. Muchos polutantes prioritarios son resistentes a los métodos de tratamiento convencionales (conocidos como compuestos orgánicos refractarios).

1.2 MUESTREO Y PROCEDIMIENTOS ANALÍTICOS

Las técnicas de muestreo y de análisis usadas para caracterizar las aguas residuales van desde determinaciones químicas cuantitativas y precisas, hasta determinaciones biológicas y físicas cualitativas. Las técnicas de muestreo, los

métodos de análisis, las unidades de medida para constituyentes químicos, y algunos conceptos químicos útiles son considerados a continuación.

1.2.1 Muestreo. Los programas de muestreo se emprenden por una serie de razones con el fin de obtener los siguientes propósitos:

- Datos operacionales de rutina sobre el desempeño general de la planta.
- Datos que pueden usarse para documentar el desempeño de un determinado proceso u operación
- Datos que pueden usarse para implementar programas nuevos propuestos
- Datos necesarios para reportar cumplimiento de las normas. Para alcanzar las metas del programa de muestreo, los datos recolectados deben ser:
 - a) *Representativos*: Los datos deben representar el agua residual o el ambiente muestreado.
 - b) *Reproductibles*: Los datos obtenidos deben poder ser reproducidos por otros siguiendo el mismo muestreo y protocolos analíticos.
 - c) *Sustentados*: La documentación debe estar disponible para validar el plan del muestreo. Los datos deben tener un grado conocido de exactitud y precisión.
 - d) *Útiles*: Los datos deben poder usarse para encontrar los objetivos del plan de monitoreo.

Dado que los datos del análisis de las muestras servirán finalmente como base para la implementación de programas e instalaciones de manejo de aguas

residuales, las técnicas usadas en un programa de muestreo de agua residual deben servir para obtener muestras representativas. No existen procedimientos universales para el muestreo; los programas de muestreo deben adaptarse para cada situación en particular. Para manejar problemas que se originan cuando los residuos varían considerablemente en su composición se necesitan procedimientos especiales.

Antes de emprender un programa de muestreo, deben realizarse un protocolo detallado del mismo en conjunto con un plan de garantía de la calidad (conocido anteriormente como garantía de la calidad/control de la calidad). Como mínimo, los siguientes puntos se deben especificar en el plan de garantía de la calidad.

- *Plan de muestreo:* Número de puntos de muestreo, número y clase de muestras, intervalo de tiempo entre la toma de muestras. (p. ej. muestras de tiempo real y/o tiempo retrasado).
- *Clase de tamaño de muestra.* Toma de muestra, muestras compuestas o muestras integradas, tamaño de muestra.
- *Rotulado y cuidado de la muestra.* Identificación de cada muestra con rótulos, sellamiento, registro en el libro de campo, registro de cuidado en el transporte, diligenciamiento de la orden de solicitud de análisis, entrega de la muestra en el laboratorio, recepción de la muestra, y orden del análisis de la muestra.
- *Métodos de muestreo:* Técnicas y equipos específicos usados en el muestreo (p. ej., muestreo manual o automático).

- *Almacenamiento y preservación de la muestra:* Clase de recipientes (p. ej., plásticos o de vidrio), métodos de preservación, tiempo máximo permitido para almacenamiento.
- *Constituyentes de la muestra:* Lista de parámetros a ser medidos.
- *Métodos analíticos.* Lista de los métodos y procedimientos a ser usados en el campo y en el laboratorio, y los límites de detección de los diferentes métodos individuales.

1.2.2 Unidades de medida para parámetros físicos y químicos. Los resultados de los análisis de muestras de agua residual son expresados en términos de unidades de medidas física y químicas. Las unidades mas comunes son presentadas en la tabla 2. Las medidas de parámetros químicos usualmente se expresan en términos de unidades físicas como mg/l o g/m³. La concentración de constituyentes traza se expresa como µg/l. La concentración también se puede expresar como ppm, que es una relación masa/masa.

Para sistemas diluidos, como los encontrados en aguas naturales y en aguas residuales en los que un litro de muestra pesa aproximadamente 1 Kg, las unidades mg/L o g/m³ son intercambiables con ppm.

TABLA 2. Unidades comúnmente usadas para expresar resultado analíticos.

Base	Aplicación	Unidades
Análisis físico:		
Densidad	<u>Masa de solución</u> Unidad de volumen	$\frac{\text{Kgs}}{\text{m}^3}$
Porcentaje en volumen	$\frac{\text{Volumen de soluto} \times 100}{\text{Volumen total de solución}}$	% en volumen
Porcentaje en peso	$\frac{\text{Masa de soluto} \times 100}{\text{Combinación masa de soluto} + \text{solvente}}$	% en masa
Relación de volumen	$\frac{\text{Mililitros}}{\text{Litros}}$	$\frac{\text{mL}}{\text{L}}$
Masa por unidad de volumen	$\frac{\text{Picogramas}}{\text{Litro de solución}}$	$\frac{\text{Pg}}{\text{L}}$
	$\frac{\text{Nanogramas}}{\text{Litro de solución}}$	$\frac{\text{Ng}}{\text{L}}$
	$\frac{\text{Microgramos}}{\text{Litro de solución}}$	$\frac{\mu\text{g}}{\text{L}}$
	$\frac{\text{Miligramos}}{\text{Litro de solución}}$	$\frac{\text{Mg}}{\text{L}}$
	$\frac{\text{Gramos}}{\text{Metro cúbico de solución}}$	$\frac{\text{G}}{\text{m}^3}$
Relación en masa	$\frac{\text{Miligramos}}{10^6 \text{ miligramos}}$	ppm

Nota: $10^{12} \text{ pg} = 10^9 \text{ mg} = 10^6 \mu\text{g} = 10^3 \text{ mg} = 1 \text{ gm}$
 $\text{mg/L} = \text{g/m}^3$

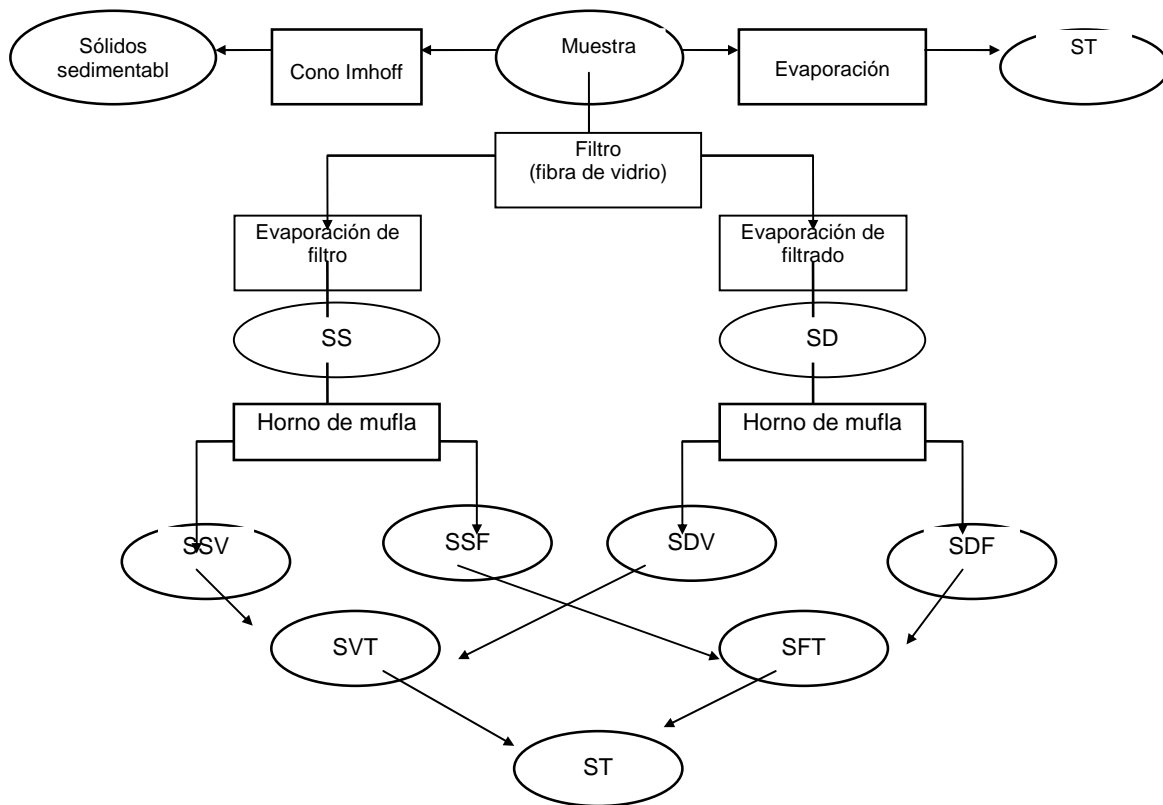
1.2.3 Características físicas. Las principales características físicas de un agua residual, son su contenido de sólidos, turbiedad, color, olor, temperatura, densidad y conductividad.

1.2.3.1 Sólidos. El agua residual contiene una variedad de materiales sólidos que varían desde hilachas hasta materiales coloidales. En la caracterización de las aguas residuales, los materiales gruesos son removidos generalmente antes de analizar sólidos en la muestra. La clasificación de los diferentes tipos de sólidos identificados se encuentra en la tabla 3 y la interrelación entre estas fracciones se ilustra en la figura 1. como se muestra en la figura, una primera etapa de filtración separa los sólidos suspendidos totales (SST) de los sólidos totales (ST).

Se presume que los sólidos volátiles (SV) representan la materia orgánica, a pesar de que parte de la materia orgánica no se incinere y de que algunos compuestos inorgánicos se descompongan a altas temperaturas. De manera que tanto los ST como los SST poseen fracciones de sólidos fijos y sólidos volátiles y en forma similar los sólidos disueltos totales (SDT) también están compuestos de sólidos fijos y sólidos volátiles. La prueba estandarizada para determinar los sólidos sedimentables consiste en colocar una muestra de agua residual en un cono Imhoff de 1L y anotar el volumen de sólidos en mililitros que sedimenta después de un período de tiempo específico (1h). Generalmente, cerca del 60% del total de sólidos suspendidos en aguas residuales municipales son sedimentables.

Tabla 3. Definiciones para sólidos encontrados en agua residual

Prueba	Descripción
Sólidos totales (ST)	Residuo remanente después que la muestra ha sido evaporada y secada a una temperatura específica (103 a 105 °C)
Sólidos volátiles totales (SVT)	Sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados cuando los ST son calcinados (500 ± 50°C)
Sólidos fijos totales (SFT)	Residuo que permanece después de incinerar los ST (500 ± 50°C)
Sólidos suspendidos totales (SST)	Fracción de ST retenido sobre un filtro con un tamaño de poro específico medido después de que ha sido secado a una temperatura específica. El filtro más usado para la determinación de SST es el filtro Whatman de la fibra de vidrio que tiene un tamaño nominal de poros de aproximadamente 1.58 µm.
Sólidos suspendidos fijos (SSF)	Estos sólidos pueden ser volatilizados e incinerados cuando los SST son calcinados (500 ± 50 °C)
Sólidos suspendidos fijos (SSF)	Residuo remanente después de calcinar SST (500 ± 50 °C)
Sólidos disueltos totales (SDT) (SVT-SST)	Sólidos que pasan a través del filtro y luego son evaporados y secados a una temperatura específica. La medida de SDT comprende coloides y sólidos disueltos. Los coloides son de tamaño 0.001 a 1 µm.
Sólidos disueltos volátiles (SDV) (SVT-SST)	Sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados cuando los SDT son calcinados (500 ± 50 °C)
Sólidos disueltos fijos (SDF)	Residuo remanente después de calcinar los SDT (500 ± 50°C)
Sólidos sedimentables.	Sólidos suspendidos, expresados como mililitros por litros, que se sedimentarán por fuera de la suspensión dentro de un período de tiempo específico.



- ST = Sólidos totales
- SS = Sólidos suspendidos
- SSV = Sólidos suspendidos volátiles
- SSF = Sólidos suspendidos fijos
- SVT = Sólidos volátiles totales
- SD = Sólidos disueltos
- SDV = Sólidos disueltos volátiles
- SDF = Sólidos disueltos fijos
- SFT = Sólidos fijos totales

Figura 1. Interrelación de los valores de las fracciones de sólidos en AR.

1.2.3.2 Turbiedad. La turbiedad, como una medida de las propiedades de dispersión de la luz de las aguas, es otro parámetro usado para indicar la calidad de las aguas naturales y las aguas residuales tratadas con relación al material residual en suspensión coloidal. La medición de la turbiedad se realiza por comparación entre la intensidad de luz dispersa en una muestra y la luz dispersa

por una suspensión de referencia bajo las mismas condiciones (Standard Methods, 1995). Suspensiones de formacina se emplean como patrones primarios de referencia. Los resultados de las mediciones de turbiedad se dan en unidades nefelométricas de turbiedad (UNT).

El material coloidal impide la transmisión de la luz, ya que la absorbe o dispersa. La mayor turbiedad está asociada con partículas de tamaño inferior a 3 μm y especialmente con aquellas partículas de tamaño entre 0.1 y 1.0 μm . En general, no hay una relación definida entre la turbiedad y la concentración de sólidos suspendidos en aguas residuales sin tratamiento. Sin embargo, existe una correspondencia entre la turbiedad y los sólidos suspendidos, para efluentes de sedimentadores secundarios de procesos de lodos activados.

1.2.3.3 Color. El color en aguas residuales es causado por sólidos suspendidos, material coloidal y sustancias en solución. el color causado por sólidos suspendidos se llama *color aparente* mientras que el color causado por sustancias disueltas y coloidales se denomina *color verdadero*. el color verdadero se obtiene sobre una muestra filtrada. Dado que la medida depende del tamaño del poro del filtro, se debe especificar el tipo de filtro usado y el tamaño del poro. El color de una muestra de agua residual se determina comparando el color de la muestra y el color producido por soluciones de diferente concentración de cloroplatinato de potasio (K_2PtCl_6). Una unidad de color corresponde al color generado por 1.0 mg/L de platino. Las fuentes de color en aguas residuales incluyen la infiltración y

aportes de conexiones erradas en sistemas de recolección, descargas industriales y la descomposición de compuestos orgánicos. Dependiendo de la época del año, los aportes por infiltración y conexiones erradas en sistemas de recolección contendrán una concentración varada de sustancias húmicas (p. Ej., taninos, ácidos húmicos y humatos). Provenientes de la descomposición de la lignina encontrada en las hojas y otros materiales orgánicos de las plantas, las sustancias húmicas generalmente imparten un color amarillo al agua. Las descargas industriales pueden contener tintes orgánicos, así como compuestos metálicos, los cuales imprimen una gran variedad de colores a las aguas residuales.

En forma cualitativa, el color puede ser usado para estimar la condición general del agua residual. Si el color es café claro, el agua residual lleva aproximadamente 6 horas después de su carga. Un color gris claro es característico de aguas que han sufrido algún grado de descomposición o que han permanecido un tiempo corto en los sistemas de recolección. Si el color es gris oscuro o negro, se trata en general de aguas sépticas que han sufrido una fuerte descomposición bacterial bajo condiciones anaerobias (en ausencia de oxígeno). El oscurecimiento de las aguas residuales se da con frecuencia debido a la formación de varios sulfuros, en particular sulfuro ferroso (FeS). La formación de sulfuros ocurre cuando el ácido sulfhídrico, producido a partir de la reducción de sulfato bajo condiciones anaerobias, se combina con metales divalentes que pueden estar presentes en las aguas residuales, como el hierro.

1.2.3.4 Olor. La determinación de olor es cada vez más importante en la medida en que el público se ha interesado más por la propia operación de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. El olor de u agua residual fresca es en general inofensivo, pero una gran variedad de compuestos malolientes son liberados cuando se produce la degradación biológica bajo condiciones anaerobias de las aguas residuales. El principal compuesto de olor indeseable es el sulfuro de hidrógeno (olor a huevo podrido). Otros compuestos como indol, esatol y mecaptanos, formados bajo condiciones anaerobias, pueden causar olores mucho más ofensivos que el del sulfuro de hidrógeno. Debido al interés de la opinión pública, se exige un cuidado especial en el diseño de instalaciones de tratamiento de aguas residuales a fin de evitar condiciones que generan la aparición de malos olores.

Los olores pueden ser medidos mediante métodos sensoriales e instrumentales. La medición sensorial de olores empleando el sentido del olfato de los humanos puede generar información importante en niveles de detección muy bajos. Por ello, con frecuencia el método sensorial se usa para medir olores en plantas de tratamiento.

La concentración de compuestos olorosos específicos también puede ser medida por equipos instrumentales. Mediciones directas de sulfuro de hidrógeno pueden realizarse en campo con un medidor manual para concentraciones tan bajas como 1 parte por billón (ppb).

El umbral de olor de una muestra de agua natural o residual es determinado por dilución de la muestra con agua libre de olor. *El número umbral de olor*, (NUO) corresponde a la mayor dilución realizada con agua libre de olor, que produce un olor apenas perceptible. El tamaño de muestra recomendada para la medición de olor es de 200 ml. El valor numérico del NUO es calculado con la siguiente expresión:

$$\text{NUO} = \frac{A + B}{A}$$

Donde A = ml de muestra y B = ml de agua libre de olor.

1.2.3.5 Temperatura. La temperatura de agua residual es por lo general mayor que la temperatura del agua para abastecimiento como consecuencia de la incorporación de agua caliente proveniente del uso doméstico e industrial. La medición de la temperatura es importante, ya que muchos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales incluyen procesos biológicos que dependen de la temperatura. La temperatura de un agua residual varía de estación en estación y también con la posición geográfica. En regiones frías, la temperatura varía de 45 a 65°F (7 a 18°C) mientras que en regiones cálidas a variación será de 55 a 86°F (13 a 30°C).

La temperatura del agua es un parámetro muy importante porque afecta directamente las reacciones químicas y las velocidades de reacción, la vida acuática y la adecuación del agua para fines benéficos. Un incremento en la

temperatura puede causar cambios en las especies de peces que existan en un cuerpo de agua receptor. Las instalaciones industriales que usen fuentes de agua superficial para los sistemas de enfrentamiento tienen particular interés en la temperatura del agua captada. Además, el oxígeno es menos soluble en agua caliente que en agua fría. El aumento en la velocidad de las reacciones bioquímicas, como consecuencia de incrementos en la temperatura de las aguas superficiales, puede ocasionar una drástica disminución en la concentración del oxígeno disuelto durante los meses de verano.

La temperatura óptima para el desarrollo de la actividad bacteriana está en el rango de 77 a 95°F (de 25 a 35°C). Los procesos de digestión aerobia y nitrificación se detienen cuando la temperatura alcanza valores del orden de los 122°F (50°C). Cuando la temperatura se acerca a los 15°C, las bacterias productoras de metano cesan su actividad, y alrededor de los 41°F (5°C), las bacterias autotróficas nitrificantes dejan de actuar. Cuando la temperatura es de 36°F (2°C), se alcanza incluso la inactivación de bacterias quimioheterotróficas que actúan sobre la materia orgánica carbonácea.

1.2.3.6 Densidad. La densidad del agua residual, P_w se define como su masa por unidad de volumen y se expresa como slug/pie³ en medidas del sistema inglés y como g/L o kg/m³ en medidas del sistema internacional (SI). La densidad es una característica física de gran importancia a la hora de establecer la formación potencial de corrientes de densidad en sedimentadores, humedales artificiales y otras unidades de tratamiento. La densidad del agua residual doméstica que no

contiene cantidades significativas de desecho es prácticamente de igual valor a al del agua a una misma temperatura.

1.2.3.7 Conductividad. La conductividad eléctrica (CE) del agua es la medida de la capacidad de una solución para concluir la corriente eléctrica. Como la corriente eléctrica es transportada por iones en solución, el aumento en la concentración de iones provoca un aumento en la conductividad. Por tanto, el valor de la medida de CE es usado como un parámetro sustituto de la concentración de sólidos disueltos totales (SDT). En la actualidad, el parámetro más importante para determinar la posibilidad de uso de un agua para riego es la CE; es así como la salinidad de determinada agua residual tratada que se desea usar para riego se establece mediante la medición de su conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica se expresa en micromhos por centímetro ($\mu\text{mho/cm}$) en unidades del sistema inglés y como milisiemens por metro (mS/m) en unidades del SI.

1.2.4 Características químicas inorgánicas. Los constituyentes químicos de las aguas residuales son con frecuencia clasificados e inorgánicos y orgánicos. Los inorgánicos incluyen:

- Elementos individuales como calcio (Ca), cloruro (Cl), hierro (Fe), cromo (Cr) y zinc (Zn).

- Una amplia variedad de compuestos como nitratos (NO_3) sulfatos (SO_4).

Los constituyentes orgánicos de mayor interés en las aguas residuales se clasifican como agregados e individuales. Los constituyentes orgánicos agregados comprenden un número de compuestos que no pueden ser distinguidos en forma separada; de gran interés en el tratamiento, vertimiento y reutilización de aguas residuales al igual que los constituyentes orgánicos específicos.

Los constituyentes químicos inorgánicos de interés comprenden nutrientes, constituyentes no metálicos, metales y gases. Entre los nutrientes inorgánicos están amoníaco libre, nitrógeno orgánico (determinado como amoníaco por digestión de la muestra), nitritos, nitratos, fósforo orgánico y fósforo inorgánico. El nitrógeno y el fósforo son de gran importancia, ya que han sido identificados como nutrientes causantes principales del crecimiento indeseable de plantas acuáticas. Otras pruebas, como pH, alcalinidad, cloruros y sulfatos son realizadas para estimar la capacidad de reutilización de aguas residuales tratadas y también como pruebas para el control de varios procesos de tratamiento. Las pruebas para metales y para otros constituyentes sin usadas para estimar la capacidad de digestión de biosólidos y el compostaje de lodos en aplicaciones sobre el suelo.

Debido a que la concentración de las especies químicas del nitrógeno y fósforo dependen de la concentración del ion hidrógeno (H^+) en solución, a continuación se considera en primer lugar un breve análisis acerca del pH.

1.2.4.1 Potencial de Hidrogeno (pH). La expresión usual para medir la concentración del ion hidrógeno en una solución está en términos del pH, el cual se define como el logaritmo negativo de la concentración de ion hidrógeno:

$$\text{pH} = -\log_{10} (\text{H}^+)$$

La concentración del ion hidrógeno se mide generalmente en forma instrumental empleando un pH metro. También se emplean soluciones y papeles indicadores que cambian de color a diferentes valores de pH.

El intervalo adecuado de pH para la existencia de la mayor parte de la vida biológica es relativamente estrecho, en general entre pH5 y 9. Las aguas residuales con valores de pH menores a 5 y superiores a 9 son de difícil tratamiento mediante procesos biológicos. Si el pH del agua residual tratada no es ajustado antes de ser vertido, el pH de la fuente receptora puede ser alterado; por ello, la mayoría de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales deben ser descargados dentro de límites específicos de pH.

1.2.4.2 Nitrógeno. Dado que el nitrógeno y el fósforo son esenciales para el crecimiento biológico, reciben el nombre de nutrientes o bioestimulantes. Cantidades traza de otros elementos, como el hierro, también son necesarios para el crecimiento biológico, pero el nitrógeno y el fósforo son en la mayoría de los casos los nutrientes más importantes. Debido a que el nitrógeno es esencial para la síntesis de proteínas, se necesitan conocer datos sobre la presencia de este nutriente a la hora de evaluar la tratabilidad del agua residual mediante procesos

biológicos. En casos en los que la concentración de nitrógeno sea insuficiente será necesario adicionarlo para lograr que el agua residual sea tratable. El contenido total de nitrógeno está compuesto por nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos y nitrógeno orgánico.

1.2.4.3 Fósforo. El fósforo también es importante en el crecimiento de algas y otros organismos biológicos. Debido al nocivo crecimiento incontrolado de algas en aguas superficiales, se han realizado grandes esfuerzos para controlar la cantidad de compuestos del fósforo provenientes de descargas de aguas residuales domésticas, industriales y de escorrentía natural. Las aguas residuales municipales, por ejemplo, pueden contener entre 4 y 12 mg/L de fósforo expresado como P. Las formas más frecuentes en que se puede encontrar el fósforo en soluciones acuosas incluyen ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. Los ortofosfatos están disponibles para el metabolismo biológico en función estricta del pH.

Los polisfosfatos incluyen aquellas moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y en algunos casos átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas. Los polifosfatos sufren hidrólisis en soluciones acuosas y se convierten en ortofosfatos; sin embargo el proceso de hidrólisis es con frecuencia bastante lento. El fósforo enlazado a compuestos orgánicos carece de importancia en muchos residuos domésticos, pero puede ser un constituyente importante de residuos industriales y lodos de aguas residuales. analíticamente, los ortofosfatos se pueden determinar por métodos gravimétricos, volumétricos y

físico-químicos. Los polifosfatos y el fósforo orgánico deben ser primero convertidos a ortofosfatos para poder ser analizados.

1.2.4.4 Alcalinidad. La alcalinidad del agua se define como su capacidad para neutralizar ácidos. En aguas residuales, la alcalinidad se debe a la presencia de hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-) de elementos como calcio, magnesio, sodio, potasio, o de ion amonio. De todos ellos, el bicarbonato de calcio y el bicarbonato de magnesio son los más comunes. Los boratos, silicatos, fosfatos y compuestos similares pueden contribuir también a la alcalinidad; sin embargo, rara vez son significativos, excepto en algunas aguas residuales agrícolas e industriales. La alcalinidad en las aguas residuales ayuda a regular los cambios de pH causados por la adición de ácidos. Normalmente, el agua residual es alcalina, propiedad adquirida de las aguas de abastecimiento, aguas subterráneas y los materiales adicionados durante los usos domésticos.

La alcalinidad se determina por titulación con un ácido normalizado, expresando los resultados como carbonato de calcio, CaCO_3 .

1.2.4.5 Cloruros. La concentración de cloruros en aguas residuales es un parámetro importante relacionado con su reutilización. Los cloruros en aguas naturales provienen de los cloruros lixiviados de las rocas y los suelos con lo que ellas hacen contacto. En áreas costeras, las concentraciones de cloruros pueden provenir de la intrusión de las aguas salinas y salobres. Otras fuentes potenciales de cloruros son las descargas de aguas residuales domésticas, industriales y

agrícolas a las aguas superficiales. En las aguas residuales, los cloruros son añadidos como consecuencia del uso. Por ejemplo, las heces humanas aportan aproximadamente 6 g de cloruros por persona por día. En lugares donde la naturaleza del agua es elevada, los compuestos usados para su reducción constituyen una importante fuente de cloruros. Debido a que los métodos convencionales de tratamiento no eliminan cloruros en cantidades significativas, concentraciones superiores a las normales pueden tomarse como un indicio de que la fuente de agua está siendo usada para el vertido de aguas residuales.

1.2.4.6 Azufre. El ion sulfato se encuentra en forma natural tanto en las aguas de abastecimiento como en las aguas residuales. El azufre es un elemento indispensable para la síntesis de proteínas, y por eso se libera cuando ocurre la degradación de las mismas. Los sulfatos se reducen biológicamente a sulfuros bajo condiciones anaerobias y pueden formar sulfuro de hidrógeno (H_2S) al combinarse con el hidrógeno.

El sulfuro de hidrógeno liberado a la atmósfera en redes de alcantarillado que no circulan a presión, tiende a acumularse en la corona de las tuberías. El H_2S acumulado puede oxidarse biológicamente y convertirse en ácido sulfúrico, el cual es corrosivo para las tuberías del alcantarillado. Este efecto corrosivo se conoció como “efecto corona”, el cual puede amenazar seriamente la integridad estructural de las tuberías.

Los sulfatos se reducen a sulfuros en los digestores de lodos y pueden alterar el desarrollo normal de los procesos biológicos si la concentración excede los 200 mg/L. Afortunadamente, estas concentraciones no son comunes. La presencia de H₂S en el gas generado como producto de la digestión anaerobia lo hace corrosivo para las conducciones de gas, y si se usa como combustible en motores, los productos de la combustión pueden causar daños al motor, provocando graves corrosiones en el circuito de recuperación térmica de los gases de escape, en especial si se permite el enfriamiento de tales gases por debajo del punto de condensación.

1.2.5 Características químicas de compuestos orgánicos agregados. La materia orgánica en aguas residuales se constituye básicamente de proteínas (40 a 60 por ciento), carbohidratos (25 a 50 por ciento), y grasas y aceites (8 a 12 por ciento). La urea, el mayor constituyente de la orina, es otro componente orgánico importante que hace parte de las aguas residuales frescas. Dada su rápida descomposición no es usual encontrarla en otro tipo de aguas. Además de proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, las aguas residuales contienen pequeñas cantidades de un gran número de moléculas orgánicas sintéticas, con estructuras que van desde las más simples hasta las extremadamente complejas. A través de los años, se han desarrollado diferentes análisis para determinar el contenido de materia orgánica en aguas residuales. En general, los análisis se pueden clasificar en aquellos usados para medir cantidades de materia orgánica agregada compuesta por constituyentes de similares características y los que cuantifican los compuestos orgánicos en forma individual.

1.2.5.1 Caracterización de la materia orgánica agregada en aguas residuales. Los análisis de compuestos orgánicos agregados se hacen para caracterizar aguas residuales tratadas y no tratadas, para estimar el desempeño de los procesos de tratamiento y estudiar su comportamiento en las fuentes receptoras, En la actualidad, los métodos de laboratorio comúnmente usados para medir cantidades de materia orgánica (en general mayores a 1 mg/L) en aguas residuales incluyen:

- La demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (DBO₅)
- La demanda química de oxígeno (DQO)
- El carbono orgánico total (COT).

1.2.5.1.1 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO). La DBO es el método usado con mayor frecuencia en el campo de tratamiento de las aguas residuales. Si existe suficiente oxígeno disponible, la descomposición biológica aerobia de un desecho orgánico continuará hasta que el desecho se haya consumido. Tres actividades más o menos diferenciadas pueden ocurrir. Primero, una parte del desecho se oxida a productos finales y con ellos los microorganismos obtienen energía para el mantenimiento de las células y la síntesis de nuevo tejido celular. Simultáneamente, otra fracción del desecho se convierte en tejido celular nuevo empleando la energía liberada durante la oxidación. Por último, cuando se consume la materia orgánica, las nuevas células empiezan a consumir su propio tejido celular con el fin de obtener energía para el mantenimiento celular; este tercer proceso es llamado respiración endógena.

En la prueba estándar de DBO, una pequeña muestra de agua residual se coloca en una botella de DBO (volumen de 300 ml). La botella se completa a volumen usando agua saturada con oxígeno y con los nutrientes requeridos para crecimiento biológico. Antes de tapar la botella se mide la concentración de oxígeno. Después de incubar la botella por cinco días a 20°C, la concentración de oxígeno disuelto se mide de nuevo. La DBO de la muestra es la diferencia entre los valores de la concentración de oxígeno disuelto, expresado en miligramos por litro, dividido por la fracción decimal del volumen de muestra usada, el valor calculado de DBO se conoce como la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días y 20°C. cuando la muestra a analizar contiene bajas concentraciones de microorganismos, se adiciona un inculo para poder realizar el ensayo de la DBO. En general, los organismos presentes en efluentes de instalaciones de sedimentación primaria son usados como inculo en el ensayo de la DBO. Los organismos que componen el inculo se pueden conseguir también comercialmente.

El período de incubación estándar es de cinco días a 20°C, pero se pueden usar tiempos mayores y otras temperaturas.

Limitaciones de la prueba de DBO

Aunque la DBO_5 es una prueba comúnmente usada, tiene varias deficiencias serias. Una de ellas es que la prueba no tiene validez estequiométrica. Es decir, el período arbitrario de cinco días no corresponde al momento en que se haya consumido todo el residuo.

Además, se desconoce el punto al que corresponde el valor de la DBO a cinco días dentro de la curva de demanda. Un período de incubación de cinco días se usa porque la prueba fue desarrollada en Inglaterra donde el tiempo máximo de transporte para muchos ríos desde su nacimiento hasta su desembocadura en el océano, es en promedio de 4.8 días. Otras limitaciones del ensayo incluyen la necesidad de aclimatar bacterias que sirvan como inóculo, el potencial aumentó en la demanda por efecto de nitrificación, y limitaciones generales sobre la precisión del ensayo. Por ejemplo, si se agota el oxígeno disuelto en las botellas, el ensayo no es válido. La prueba de la DBO goza de baja reproducibilidad, y valores menores a 2 mg/L o con más de dos cifras significativas son sospechosos.

Desde el punto de vista analítico, la DBO es un parámetro pobre porque, al igual que la prueba de SST, es un parámetro que agrupa un conjunto de constituyentes de las aguas residuales pero no da información individual acerca de ellos, Además, la distribución del tamaño de partículas encontradas en diferentes aguas residuales y sus contribuciones a la medida de la DBO son desconocidas. En vista de que la DBO es un parámetro no específico, el desarrollo de modelos

sofisticados para describir las transformaciones que tienen lugar no es apropiado. A pesar de sus limitaciones, el uso de la DBO como parámetro de regulación es aceptable porque la prueba representa el consumo potencial de oxígeno que las aguas residuales pueden demandar en las fuentes receptoras y el grado de tratamiento al que ha sido sometida determinada agua residual.

1.2.5.1.2 Demanda química de oxígeno (DQO). La prueba de la DQO es usada para medir el material orgánico presente en las aguas residuales, susceptible de ser oxidado químicamente con una solución de dicromato en medio ácido.

Aunque se podría esperar que el valor de la DBO carbonácea última fuera similar al de la DQO, éste sería un caso fortuito. algunas razones para explicar tal diferencia se enumeran a continuación:

- Muchas sustancias orgánicas las cuales son difíciles de oxidar biológicamente, tales como la lignina, pueden ser oxidadas químicamente.
- Las sustancias inorgánicas que se oxidan con dicromato aumentan evidentemente el contenido orgánico de la muestra.
- Algunas sustancias orgánicas pueden ser tóxicas para los microorganismos usados en la prueba de la DBO.
- Valores altos de DQO se pueden obtener por la presencia de sustancias inorgánicas con las cuales el dicromato puede reaccionar.

Desde el punto de vista operacional, una de las principales ventajas de la prueba de la DQO estriba en que se puede completar en dos horas y media (comparado con los cinco o más días empleados para la prueba de la DBO) para reducir aún más el tiempo se ha desarrollado una prueba rápida de DQO que tarda sólo 15 minutos.

1.2.5.1.3 Carbono orgánico total (COT). La prueba del COT es usada para medir el carbono orgánico total presente en una muestra acuosa. Los métodos para la prueba del COT utilizan oxígeno y calor, radiación ultravioleta, oxidantes químicos o alguna combinación de éstos para convertir el carbono orgánico en dióxido de carbono, el cual se mide con un analizador infrarrojo o por otros medios. El COT de determinada agua residual puede usarse como medida de su polución y en algunos casos ha sido posible relacionar este parámetro con la DBO y la DQO. La ventaja que el COT tiene a su favor radica en que el ensayo sólo tarda de 5 a 10 minutos. Si se puede obtener una relación válida entre los resultados del COT y la DBO en agua residual, entonces se recomienda el uso del COT para control de los procesos.

Recientemente se ha desarrollado un analizador de COT que opera en línea junto con el programa de monitoreo, y con el cual es posible detectar concentraciones de COT en partes por mil millones (ppb). Dos de estos instrumentos están siendo usados en la actualidad (1997) para detectar el COT residual en efluentes tratados provenientes de unidades de tratamiento de ósmosis inversa (OI) y microfiltración en Aqua 2000, San Diego. Los equipos para mediciones continuas de COT se

pueden usar para monitorear el desempeño de unidades de OI a escala de planta, y también en proyectos de repurificación de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, en los cuales el tiempo de retención, esta agua puede ser tratada y utilizada para abastecimiento.

1.2.5.1.4 relaciones entre DBO, DQO y COT. Los valores de la relación DBO_5/DQO en aguas residuales municipales no tratadas oscilan entre 0.3 y 0.8. Si la relación DBO_5/DQO para aguas residuales no tratadas es mayor que 0.5, los residuos se consideran fácilmente tratables mediante procesos biológicos. Si la relación DBO_5/DQO es menor de 0.3, el residuo puede contener constituyentes tóxicos o se pueden requerir microorganismos aclimatados para su estabilización. La relación DBO_5/COT para aguas residuales no tratadas varía de 1.2 a 2.0. Al usar estas relaciones, se debe recordar que ellas cambiarán significativamente de acuerdo con el tratamiento que se haya realizado a los residuos.

1.2.5.1.5 Grasas y aceites. La expresión *grasa y aceites* es muy usada para referirse a aceites, grasas, ceras y otros constituyentes similares encontrados en las aguas residuales. El término grasas, grasas animales y aceites (GGA) usado anteriormente en la literatura será reemplazado por el término *grasa y aceites*. El contenido de grasas y aceites en aguas residuales se determina por extracción de la muestra de residuo con triclorotrifluoretano (las grasas y aceites son solubles en el triclorotrifluoretano). Otras sustancias pueden ser extraídas por este método, como algunos derivados del petróleo, entre ellos kerosene, aceites lubricantes y aceites de materiales bituminosos empleados en la construcción de firmes de carreteras. En términos químicos, las grasas y aceites de origen vegetal o animal

son similares, pues básicamente son ésteres compuestos de ácidos grasos, alcohol y glicerol (glicerina). De estos triglicéridos, aquellos que se encuentran en estado líquido a temperatura ambiente se denominan aceites, y los que pertenecen en estado sólido se llaman grasas.

Debido a sus propiedades, la presencia de grasas y aceites en aguas residuales pueden causar muchos problemas en tanques sépticos, en sistemas de recolección y en el tratamiento de aguas residuales, La formación de natas sobre la superficie de tanques sépticos debe ser removida periódicamente; de no ser así, el espacio comprendido entre la superficie y la zona de lodos se ve reducido, provocando el arrastre de sólidos al segundo compartimiento o a los sistemas de vertimiento como campos de infiltración ocasionando una colmatación prematura.

En sistemas de tratamiento con tanques sépticos que emplean filtros de arena para mejorar la calidad del efluente, la descarga de grasas y aceites es en particular desagradable por su acumulación en la superficie del filtro; además, el material acumulado dentro del filtro limita la transferencia de oxígeno y puede causar al final la falla del filtro.

1.2.5.1.6 Tensoactivos. Los tensoactivos, o agentes de actividad superficial, son moléculas orgánicas grandes que se componen de un grupo fuertemente hidrofóbico (insoluble en agua) y uno fuertemente hidrofílico (soluble en agua). Su presencia en las aguas residuales proviene de la descarga de detergentes domésticos, lavanderías industriales y otras operaciones de limpieza. Los

tensoactivos tienden a acumularse en la interface aire - agua y pueden causar la aparición de espumas en las plantas de tratamiento de aguas residuales y en la superficie de los cuerpos receptores de los vertimientos de agua residual tratada. Durante el proceso de aireación del agua residual, los tensoactivos se acumulan en la superficie de las burbujas de aire creando una espuma muy estable. La determinación de elementos tensoactivos se realiza por el análisis de cambio de color de una muestra estándar de azul de metileno. Los tensoactivos también son llamados sustancias activas al azul de metileno (SAAM). Antes de 1965, los tensoactivos presentes en detergentes sintéticos, llamados alquil benceno sulfonatos (ABS), ocasionaban un gran problema debido a su resistencia a la descomposición por medios biológicos. A partir de la legislación de 1965, los ABS han sido remplazados dentro de la composición de los detergentes por alquil sulfonatos lineales (ASL), los cuales son biodegradables.

1.2.6 Características biológicas. Las características biológicas de las aguas residuales son de fundamental importancia en el control de enfermedades causadas por organismos patógenos de origen humano, y por el papel activo y fundamental de las bacterias y otros microorganismos dentro de la descomposición y estabilización de la materia orgánica, bien sea en el medio natural o en plantas de tratamiento de aguas residuales.

1.2.6.1 Microorganismos presentes en aguas superficiales y aguas residuales.

Los principales grupos de organismos presentes en aguas superficiales y aguas

residuales están conformados por bacterias, hongos, algas, protozoos, plantas y animales y virus.

TABLA 4. Descripción de microorganismos presentes en aguas naturales y residuales

<p>Bacterias</p>	<p>Las bacterias son organismos procarióticos unicelulares. El interior de la célula contiene una suspensión coloidal de proteínas, carbohidratos y otros compuestos orgánicos complejos, llamada <i>citoplasma</i>. La región citoplasmática contiene ácido ribonucleico (ARN), cuyo papel principal es la síntesis de proteínas. Dentro del citoplasma también se encuentra la región del núcleo que es rica en ácido desoxirribonucleico (ADN). El ADN contiene la información genética necesaria para la reproducción de todos los componentes celulares y puede considerarse como una heliografía de la célula. Su reproducción se realiza por fisión binaria, aunque algunas especies se reproducen sexualmente o por gemación.</p>
<p>Hongos</p>	<p>Los hongos son eucarióticos multicelulares, fotosintéticos, y heterotróficos. Los hongos son aerobios estrictos y se reproducen en forma sexual y asexual, por fusión binaria, gemación o por formación de esporas. Los mohos u “hongos verdaderos” producen unidades microscópicas que al agruparse forman una masa filamentosa llamada micelio. Las levaduras son hongos que no pueden formar un micelio, de ahí que sean unicelulares. Los hongos tienen la capacidad de crecer en condiciones de baja humedad y con deficiencias de nitrógeno; además, soportan ambientes con pH bajos. La capacidad de sobrevivir bajo limitaciones de nitrógeno y pH bajo, junto con la habilidad de degradar celulosa, hacen de los hongos un grupo muy importante a la hora de compostar lodos.</p>
<p>Protozoos</p>	<p>Los protozoos son móviles, de tamaño microscópico, con estructura eucariótica y generalmente unicelulares. La mayoría de los protozoos son aerobios heterótrofos, algunos anaerobios aerotolerantes y un grupo reducido de anaerobios. Por lo general, los protozoos son de tamaño mayor al de las bacterias y con frecuencia se usan como fuente de energía. Es por eso que los protozoos son usados para el pulimiento de los efluentes de procesos de tratamiento biológico, al alimentarse de bacterias y materia orgánica particulada.</p>
<p>Rotíferos</p>	<p>Los rotíferos son eucarióticos animales aerobios, heterotróficos y multicelulares. Su nombre se deriva del hecho que tienen dos juegos de cilios sobre la cabeza que usan para moverse y capturar comida. Los rotíferos son muy efectivos en el consumo de bacterias floculadas y dispersas, y algunas partículas de materia orgánica. Su presencia en un efluente indica un proceso de purificación biológica bajo condiciones aerobias muy eficientes.</p>

Algas	Las algas son eucarióticas unicelulares o multicelulares, autotróficas y fotosintéticas. Son importantes en los procesos de tratamiento biológico, especialmente en los procesos de tratamiento de aguas residuales con lagunas de estabilización, en donde su habilidad de producir oxígeno por fotosíntesis es vital para el ambiente ecológico del agua.
Virus	Los virus están compuestos de un ácido nucleico (ADN o ARN) ubicado en el centro y rodeado por una capa externa de proteína llamada capsid. Los virus son parásitos intracelulares obligados que se multiplican únicamente dentro de una célula huésped donde reorientan el sistema bioquímico de la célula para reproducirse a si mismos. Los virus pueden también existir en estado extracelular, en el cual la partícula de virus (conocida como virión) es metabólicamente inerte. Los bacteriófagos son virus que infectan las bacterias huésped; no han sido implicados en infecciones de humanos.

1.2.6.2 Organismos patógenos. Los organismos patógenos presentes en la aguas residuales pueden provenir de desechos humanos que estén infectados o que sean portadores de una enfermedad determinada. Las principales clases de organismos patógenos que pueden encontrarse en aguas residuales son: bacterias, parásitos (protozoos y helmintos) y virus. Los organismos patógenos bacteriales excretados por el hombre causan por lo general enfermedades del tracto gastrointestinal, como fiebre tifoidea y paratifoidea, disentería, diarrea y cólera. En vista de que estos organismos son altamente infecciosos, se les acusa de ser responsables de un gran número de muertes al año en zonas con escasa cobertura sanitaria, en especial en el trópico. Estudios al respecto estiman que cerca de 4.500 millones de personas están o han sido infectadas por algún tipo de parásito (Madigan et al., 1997).

1.2.6.2.1 Bacterias. Muchas clases de bacterias inofensivas colonizan el tracto intestinal del hombre y son frecuentemente expulsadas en las heces. Los

individuos infectados con algún tipo de enfermedad excretan en sus heces bacterias patógenas, contaminando así las aguas residuales domésticas con una gran variedad de organismos tanto patógenos como inofensivos. Uno de los principales grupos de bacterias patógenas presentes en aguas residuales es el género *Salmonella*, el cual contiene una gran variedad de especies que pueden causar enfermedades en humanos y animales. La fiebre tifoidea, ocasionada por *Salmonella typhi*, es la enfermedad más grave que puede transmitir este grupo. La enfermedad más comúnmente asociada con el grupo *Salmonella*, llamada *salmonellosis*, se origina por el consumo de comida envenenada. El grupo *Shigella*, uno de los grupos bacteriales menos comunes, es el responsable de una enfermedad intestinal conocida como *disentería bacilar o shigellosis*. Zonas destinadas a natación recreativa han sido reportadas como focos de propagación de shigellosis y también zonas donde las aguas subterráneas usadas para consumo han sido contaminadas con aguas residuales (Crook, 1998).

Es frecuente el reporte de casos de gastroenteritis producida por causas desconocidas, aunque en general se atribuye a agentes bacteriales. Una fuente potencial para la propagación de esta enfermedad es la presencia de bacterias gramnegativas en el agua, a pesar de ser catalogadas como no patógenas. En este grupo se incluyen bacterias enteropatógenas como la *Escherichia coli* y algunas especies de *Pseudomonas*, capaces de afectar a niños recién nacidos; se han señalado como culpables de epidemias de enfermedades gastrointestinales. La bacteria *Campylobacter jejuni* se ha identificado también como la causante de diarrea bacteriana en humanos. Aunque se ha establecido con certeza que estos

organismos causan enfermedades en animales también han sido involucrados como agentes etiológicos en la transmisión de enfermedades humanas de origen hídrico (Crook, 1998).

1.2.6.2.2 Protozoos. Entre los organismos causantes de enfermedades, los protozoos *Cryptosporidium parvum*, *Cyclospora* y *Giardia lamblia* son de gran interés debido a su impacto sobre individuos con deficiencias en su sistema inmunológico, como es el caso de niños pequeños, persona de edad avanzada, individuos con cáncer o aquellas personas víctimas del síndrome de inmunodeficiencia adquirida (SIDA). La infección es causada por la ingestión de agua contaminada con oquistes y quistes. Es importante anotar que existen fuentes de origen diferente al hombre que pueden aportar a las aguas contaminadas organismos como el *Cryptosporidium parvum* y la *Giardia lamblia*.

La propagación de enfermedades causadas por protozoos patógenos ha sido importante; la epidemia más impactante de criptosporidiasis ocurrió en 1993 cuando 400.000 personas fueron reportadas enfermas en Milwaukee, otra epidemia de ciclosporiasis abarcó diez estados. Estos protozoos pueden ocasionar síntomas como diarrea severa, dolor estomacal, náuseas y vómito que pueden extenderse por largos períodos de tiempo. Tales organismos son de interés por su presencia en las aguas residuales y porque los sistemas convencionales de desinfección, que emplean cloro y radiación UV, no proveen su efectiva inactivación o destrucción. Las formas más resistentes del *Cryptosporidium parvum* son los oquistes y para la *Giardia lamblia* los quistes.

1.2.6.2.3 Helmintos. Los más importantes parásitos helmínticos que pueden encontrarse en aguas residuales son las lombrices intestinales, como la lombriz estomacal *Ascaris lumbricoides*, la tenia solitaria *Taenia saginata* y *Taenia solium*, los gusanos intestinales *Trichuris trichuria*, la lombriz intestinal *Ancylostoma duodenale* y el *Necator americanus*, y la lombriz filiforme *strongyloides stercoralis*. La etapa infecciosa de algunos helmintos es el estado adulto o de larva y en otros la etapa infecciosa es el estado de huevo. Los nemátodos son organismos libres en el estado de larva que no presentan ningún riesgo de tipo patógeno para humanos. Los huevos y larvas, cuyo tamaño oscila entre 10 μm y 100 μm , resisten condiciones ambientales desfavorables y pueden sobrevivir a los tratamientos convencionales de desinfección de aguas residuales, aunque algunos huevos pueden ser removidos mediante procesos convencionales de tratamiento como sedimentación, filtración y lagunas de estabilización.

1.2.6.2.4 Virus. Más de 100 clases diferentes de virus entéricos capaces de transmitir algún tipo de infección o enfermedad son excretados por el hombre. Los virus entéricos se reproducen en el tracto intestinal de personas infectadas y son posteriormente expulsados en las heces. Desde el punto de vista de la salud humana, los virus entéricos más importantes son enterovirus (polio, eco, coxsackie), virus norwalk, rotavirus, reovirus, calcivirus, adenovirus y virus de hepatitis A. Entre los virus que causan enfermedades diarreicas, se ha demostrado que los rotavirus y virus norwalk son los principales patógenos de origen hídrico. Los reovirus y los adenovirus, causantes de enfermedades respiratorias, gastroenteritis e infecciones en los ojos, se han logrado aislar a partir

de muestras de agua residual, no existe evidencia alguna de transmisión por vía hídrica de virus de inmunodeficiencia humana (VIH), causante del síndrome de inmunodeficiencia adquirida (SIDA) (Crook, 1998; Madigan et al., 1997; rose y Gerba, 1991).

1.2.6.3 Empleo de organismos indicadores. En vista del gran número de organismos patógenos presentes en aguas residuales y poluidas es posible aislar e identificar sólo algunos de ellos, eso sí con gran dificultad; los organismos coliformes se emplean como organismos indicadores por su fácil identificación y presencia abundante. El tracto intestinal humano contiene grandes poblaciones de bacterias con forma de bastoncillos, conocidas como bacterias coliformes. Además de otras clases de bacterias, cada persona evacua de 100.000 a 400.000 millones de bacterias coliformes por día. Por esto, la presencia de bacterias coliformes es un indicador de la posible presencia de organismos patógenos, y la ausencia de bacterias coliformes indica que las aguas están libres de organismos transmisores de enfermedades.

Aunque pueden estar presentes organismos coliformes totales y coliformes fecales, no se ha demostrado su efectividad como organismos indicadores de la presencia de virus entéricos y protozoos. Además la aparición de nuevos organismos patógenos de origen diferente al humano (p. Eje. *Cryptosporidium parvum* y *giardia lamblia*) ha puesto en duda el uso de indicadores que establecen únicamente la ocurrencia de descargas de origen fecal. Los oquistes de *Cryptosporidium* y quistes de *Giardia* no se inactivan con facilidad mediante la desinfección con cloro o radiación UV, como lo hacen los sustitutos bacteriales

que se usan en la actualidad. En un reciente estudio se concluyó que las bacterias coliformes son un indicador de protozoos acuáticos. Así mismo se encontró que ha ocurrido epidemias de enfermedades de transmisión por vía hídrica en zonas abastecidas por sistemas de agua que cumplen con las normas de calidad de agua para consumo (Craun et al., 1997).

1.2.6.4 Conteo e identificación de bacterias. El conteo de grupos específicos de bacterias se realiza mediante uno de los cuatro métodos siguientes:

- Conteo directo
- Cultivo en placa
- Filtro de membrana
- Fermentación en tubos múltiples.

Otros métodos como las pruebas de presencia ausencia (P – A) se han desarrollado para estimar en forma cualitativa la calidad del agua. Colonias de bacterias se identifican con frecuencia por el método de conteo en placa de organismos heterotróficos (método HPC). Además, se han desarrollado un buen número de métodos fluorescentes y de coloración para identificar bacterias específicas.

1.2.6.4.1 Conteo directo. El conteo directo de microorganismos puede realizarse mediante microscopio y con ayuda de una cámara de conteo Petroff – Hauser. Las celdas de conteo están diseñadas para que cada cuadrado de la cámara

corresponda a un volumen específico, ya que la profundidad es conocida. En vista de que es imposible diferenciar por esta técnica células vivas de células muertas, la medida del ensayo se reporta como conteo total. Otra técnica empleada para obtener conteos directos se realiza con ayuda de un contador electrónico de partículas, en el cual una muestra que contiene bacterias se pasa a través de un orificio, produciendo un descenso en la conductividad eléctrica del fluido. El número de veces y el valor al cual es reducida la conductividad se correlacionan con el número de bacterias. Desafortunadamente, el contador eléctrico de partículas no puede diferenciar bacterias (entre vivas o muertas) y partículas inertes, por tanto ambas son contadas como partículas.

1.2.6.4.2 Cultivo en placa. El vertido en placa y el esparcido en placa son métodos utilizados para realizar siembra, identificación y conteo de bacterias. En el método de vertido en placa, la muestra de agua residual que va a ser analizada se somete a diluciones sucesivas, y una pequeña muestra de cada dilución se coloca en un caja para la siembra de bacterias. Aparte, el medio de cultivo se calienta hasta que se encuentre en estado líquido y pueda ser vertido en la caja para mezclarse con la muestra de agua residual diluida, para su posterior incubación bajo condiciones controladas. Las colonias que aparecen después de la incubación son contadas, asumiendo que cada colonia se formó a partir de una sola bacteria; el número total de bacterias se establece de acuerdo con la dilución apropiada. En el método de esparcido en placa, una pequeña cantidad de agua residual diluida se vierte sobre la superficie del medio de cultivo solidificado en la caja para la siembra de bacterias. Tanto el método de vertido como el de

esparcido en placa son extremadamente sensibles porque pueden contarse células individuales.

1.2.6.4.3 Técnica de filtro de membrana. En la técnica de filtro de membrana, un volumen conocido de muestra se pasa a través de un filtro de membrana que tiene un tamaño de poro muy pequeño. Las bacterias son retenidas sobre el filtro, ya que son de mayor tamaño que los poros del filtro de membrana. El filtro de membrana que contiene las bacterias, se pone entonces en contacto con el agar que contiene los nutrientes necesarios para el crecimiento de las bacterias. Después de la incubación, las colonias de coliformes pueden ser contadas y se calcula la concentración de las mismas en la muestra original de agua. La técnica de filtro de membrana tienen la ventaja de ser más rápida que el método del NMP (descrito en el método de fermentación de tubos múltiples). Y además se tiene un conteo directo del número de bacterias coliformes. Ambos métodos están sujetos a limitaciones en su interpretación.

1.2.6.4.4 Fermentación en tubos múltiples. La técnica de fermentación en tubos múltiples se basa en el principio de dilución hasta la extinción. Las concentraciones de bacterias coliformes totales suelen expresarse como *número más probable por 100 ml* (NMP /100mL). La determinación del NMP se basa e la aplicación de la distribución de Poisson para valores extremos encontrados en el análisis del número de resultados positivos y negativos obtenidos en ensayos de diferentes fracciones de la muestra de volúmenes iguales y en fracciones que formen series geométricas. Es conveniente enfatizar que el NMP no es una

concentración absoluta de organismos presentes en la muestra, sino sólo una estimación estadística de la concentración. El procedimiento completo del método de fermentación en tubos múltiples involucra tres etapas identificadas como presunción, confirmación y terminación de la prueba. Se dispone de un procedimiento similar para el grupo coliformes fecales, así como para otros grupos bacteriales (Standard Methods, 1995).

El NMP puede determinarse empleando directamente la distribución de Poisson, las tablas para la determinación del NMP, derivadas de la distribución de Poisson, o la ecuación de Thomas.

1.3 ANTECEDENTES GENERALES SOBRE LA CONTAMINACIÓN HÍDRICA

Pese a la crisis económica la región latinoamericana durante la mayor parte del decenio pasado, se ha seguido intensificando el uso de los recursos hídricos, donde las mayores demandas siguen siendo por el agua potable y para riego y generación de electricidad.

Característica notable de esta última parte del siglo XIX, en lo que se refiere al uso de los recursos hídricos, ha sido la aparición de fenómenos de contaminación como rasgos sobresalientes y alarmantes en muchas masas de agua. Entre los factores que explican este deterioro destacan el rápido crecimiento de la población, sobre todo la urbana, el mejor abastecimiento de agua potable y servicios de alcantarillado, y la expansión de la industria y la tecnificación de la

agricultura, que no ha sido acompañada de sistemas adecuados de tratamiento de desechos y control de la contaminación hídrica. Este aumento del uso de agua resulta en una alta contaminación en las zonas costeras y un alto impacto sobre los caudales de las principales cuencas hidrográficas.

El cuerpo receptor actúa transportando el contaminante (propiedad que confiere al problema un carácter social y obliga la existencia de regulaciones que garanticen el derecho de los afectados), introduciendo un retardo en su impacto, diluyendo la concentración de contaminantes y finalmente produciendo procesos de transformación físicos, químicos y biológicos, como la autopurificación, atenuación y bioacumulación, entre otros.

Existe gran preocupación por definir medidas para proteger las aguas interiores, tanto nacionales como transfronterizas, contra la contaminación provocada por actividades riesgosas, producto de aquellas de origen terrestre o de catástrofes relacionadas con fenómenos naturales externos (como inundaciones y sequías), debido a su estrecha relación con los daños económicos, sociales y culturales.

Existe una serie de relaciones complejas y específicas entre la actividad humana, la generación de desechos, la capacidad de absorción y la contaminación resultante en cualquier curso o masa de agua. También es importante la capacidad de absorción y la contaminación resultante en cualquier curso o masa de agua. También es importante la contaminación no puntual que resulta de la infiltración, precipitación o escorrentía o controlada, que lava suelos agrícolas

tratados con pesticidas. En la actualidad se importa y produce una gran variedad de pesticidas que son aplicados directamente en los campos agrícolas y forestales. Muchos de ellos son de largo efecto residual por la necesidad de evitar el ataque de plagas en un largo período. Parte importante de ellos se depositan en el suelo, y con el riego terminan en los cursos de agua.

Respecto a los abonos, su aplicación es directa en la tierra donde se produce el proceso de lixiviación, en que un pequeño porcentaje es absorbido por la planta pero la mayor parte infiltra en el terreno. En este caso la contaminación se produce finalmente en las aguas subterráneas y su efecto acumulativo se verá en el largo plazo.

Por otra parte, debido a que la gran mayoría de los productos silcoagrícolas son exportados, se requiere el uso de preservantes para aumentar su vida útil o resistir el ataque de algún factor natural, como los hongos originados por la humedad en la madera. En este campo es conocido el uso de sales en base a cobre, arsénico y otros.

1.3.1 Antecedentes sobre la Preocupación Internacional por la Contaminación Hídrica. La inquietud por el problema de la contaminación de las aguas adquirió relevancia a nivel mundial con la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano, realizada en Estocolmo, Suecia, en 1972, donde se definieron los principios de la declaración sobre el medio ambiente humano. El principio Neordm; enuncia la importancia de los recursos naturales: “Los recursos

naturales de la Tierra, incluidos el aire, el agua, la tierra, la flora y la fauna, especialmente muestras representativas de los ecosistemas naturales, deben preservarse en beneficio de las generaciones presentes y futuras mediante una cuidadosa planificación u ordenación, según convenga”.

En Mar de Plata, Argentina en 1977, se desarrolló la Conferencia Internacional sobre Agua y el Medio Ambiente, donde se definieron cuatro principios fundamentales:

- El agua dulce es un principio finito y vulnerable, esencial para sostener la vida y el desarrollo y el medio ambiente.
- El aprovechamiento y la gestión del agua debe inspirarse en un planteamiento basado en la participación de los usuarios, los planificadores y los responsables de las decisiones a todos los niveles.
- La mujer desempeña un papel fundamental en el abastecimiento, la gestión y la protección del agua.
- El agua tiene un valor económico en todos sus diversos usos en competencia a los que se destina y debería reconocérsele como un bien económico.

En 1992 se realizó en Dublín, Irlanda, la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente, la más importante desde Mar del Plata. En ella se hace un “llamado para que se dé un enfoque radicalmente nuevo a la gestión de los recursos de agua dulce, enfoque que sólo se puede conseguir con un compromiso político y una participación que abarque desde las altas esferas de los gobiernos

hasta las comunidades más elementales. Este compromiso habrá de apoyarse en inversiones considerables e inmediatas, en campañas de sensibilización, modificaciones en el campo legislativo e institucional, desarrollo de tecnología y programas de creación de capacidades. Todo ello basado en un mayor reconocimiento de la independencia de todos los pueblos y del lugar que les corresponde en el mundo actual”.

El tema de las aguas marinas está presente en la región desde 1952. En ese año se creó la Comisión Permanente del Pacífico (CPPS) como respuesta de tres países soberanos decididos a defender sus mares territoriales. De ahí surgió la política de establecer las 200 millas como parte del mar territorial, que hoy es acogida y ratificada internacionalmente. En 1978, con el apoyo del Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, la CPPS organizó la primera reunión regional para definir la estrategia a seguir respecto al estado de las aguas marinas y su protección. En 1981, en Lima se firmó el Convenio y Plan de Acción para la Protección del Medio Marino y Areas Costeras del Pacífico Sudeste, con participación de Panamá, Colombia, Ecuador y Chile. El Plan de Acción permitió adoptar acciones tendientes a desarrollar investigaciones coordinadas en la región para obtener un conocimiento adecuado del estado de las aguas marinas, sus problemas de contaminación y la protección de sus recursos vivos.

La expresión “contaminación del agua de mar” fue definida en una reunión de expertos en Roma, en 1970, convocada por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. La contaminación del agua de mar

es la introducción directa o indirecta por el hombre de sustancias o energía en el ambiente marino, que resulta o pueda resultar en efectos deletéreos o peligrosos para la salud humana, daños para los recursos vivos y no vivos, impedimentos para el desarrollo de actividades marinas, incluyendo la pesca y otros usos legítimos del mar, además de la reducción de usos recreacionales.

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo, realizada en Río de Janeiro en 1992, resuelve en la Agenda 21 la aplicación de criterios integrados para el aprovechamiento, ordenación y uso de los recursos de agua dulce, y la protección, utilización racional y desarrollo de sus recursos vivos en los océanos y mares de todo tipo, incluidos los mares cerrados, semicerrados y zonas costeras. Todas estas reuniones convergen en un punto común: las aguas continentales son un recursos valioso, escaso y se deben proteger.

1.3.2 Prevención y control de la contaminación hídrica. Las actividades de prevención deben estar dirigidas a estudios y métodos de aplicación para el control de la contaminación en el medio acuático debido a las descargas de aguas servidas y de residuos industriales líquidos. Al respecto, debida consideración debe ser dada a los sistemas de tratamiento de las aguas servidas domésticas e industriales que permiten, a través de la separación del líquido de los constituyentes indeseables o la alteración de sus propiedades fisicoquímicas o biológicas, que no deterioren o alteren el medio acuático receptor. Existe una gran variedad de procesos que pueden ser usados para el tratamiento y su selección se basa en consideraciones de orden tecnológico y económico.

Los sistemas de tratamiento biológico más usados son los filtros percoladores, lagunas de estabilización y lodos activados, previo a la desinfección, que sin presencia de sustancias tóxicas permiten reducciones importantes de materia orgánica, sólidos y bacterias. Otra alternativa es el aprovechamiento del potencial autodepurador del mar, por medio de sistemas de disposición marina, emisarios submarinos y difusores proyectados, diseñados apropiadamente. Su objetivo es utilizar toda la capacidad natural de que dispone el medio acuático para asimilar los desechos crudos al océano. Estos sistemas pueden proporcionar un medio seguro y económico cuando los flotantes y sustancias tóxicas como pesticidas, metales pesados y otros, se eliminan antes de la descarga a través del control de la fuente y el sistema comprende medidas para una adecuada dilución inicial, dispersión subsecuente y suficiente período de viaje de las aguas servidas como para cumplir con criterios estéticos, de salud pública y vida acuática.

En relación a los resultados industriales, los efectos a corto y largo plazo de la introducción en el medio acuático de sustancias tóxicas o residuos conservativos son difíciles de evaluar, dado el insuficiente conocimiento de los factores que regulan su destino final en las aguas, lo que indica la necesidad de incentivar aún más la investigación al respecto.

Esta falta de conocimiento provoca que, a pesar de la gran preocupación internacional por las descargas en zonas costeras a través de emisarios submarinos, su manejo sea difícil de plantear. Lo más efectivo para afrontar este

problema a futuro es la recuperación de las materias primas y la reutilización de los desechos.

1.4 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Uno de los aspectos a considerar a la hora de realizar un vertido es que no supere el poder de autodepuración del medio receptor para evitar efectos indeseables que dan lugar a una peor calidad. En la última década hay una política clara de exigencias y se ha avanzado mucho en el tratamiento de aguas residuales tanto urbanas como industriales.

Las plantas para el tratamiento de aguas urbanas (ARU) son relativamente simples y están bastante determinadas pero en el caso de aguas industriales (ARI) aún hay mucho que avanzar.

Los métodos de tratamiento pueden clasificarse en físicos, físico-químicos o biológicos.

Según el objetivo del tratamiento distinguimos entre:

- Procedimiento para la separación de partículas en suspensión (sedimentación, floculación)
- Procedimientos para la eliminación de materia orgánica biodegradable (aerobio y anaerobio).

- Procedimiento para la eliminación de materia orgánica disuelta (absorción, adsorción, filtración con membranas, desorción con aire...).
- Procedimiento de separación de contaminantes inorgánicos en agua (precipitación química, adsorción, filtración, intercambio iónico)

Según las aguas a tratar:

- Estación de tratamiento de aguas potables (ETAP)
- Estación depuradora de aguas residuales (EDAR)
- Estación de tratamientos de aguas industriales

En ARU (no exclusivamente domésticos) pueden añadirse ARI siempre que sean compatibles y no interfieran en los tratamientos típicos de las EDAR.

Los tratamientos de aguas residuales se distinguen entre poblaciones mediana – grandes o pequeñas.

1.4.1 Poblaciones medianas – grandes

1.4.1.1 Pretratamientos. Lo primero que se hace es eliminar sólidos, los más grandes se eliminan mediante tratamientos gruesos.

- Desbaste y desarenado
- Homogeneización y almacenamiento

- Separación de aceites y grasas.

1.4.1.2 Tratamientos primarios.

- Físico
- Físico-químico

El objetivo del tratamiento primario es eliminar la materia en suspensión. Como mínimo el 60%. También se elimina algo de DBO, entre el 30 – 40% como máximo. Si hay coloides en ocasiones hay que destruirlos mediante adición de coagulantes y floculantes (disminuyendo su potencial superficial).

1.4.1.3 Tratamientos secundarios. Tratamiento biológico. Su finalidad es eliminar la materia orgánica disuelta y coloidal. Se obtienen rendimientos elevados (80-90%). Entre ellos tenemos:

- Lodos activados (el mas utilizado actualmente)
- Lechos bacterianos
- Contactores biológicos rotativos (biodiscos)

1.4.1.4 Tratamientos terciarios. Los procedimientos más habituales de plantas mediana y grandes no van más allá de tratamientos secundarios. El tratamiento

terciario se lleva a cabo cuando el agua adquiere reutilizarse, por ejemplo para regar campos de golf. El tratamiento terciario sirve para desinfectar el agua.

Si los requerimientos de calidad del agua donde se va a verter el agua residual no son muy exigentes se efectúa una oxidación de la materia orgánica refractaria. Si se el quieren eliminar sales se utiliza normalmente ósmosis inversa. Otro tratamiento terciario es la eliminación de nutrientes (N y P). Es un tratamiento biológico que puede hacerse a la vez que el tratamiento secundario y que se denomina nitrificación – desnitrificación.

-----nitrificación-----desnitrificación----

N orgánico NH₄⁺ NO₃⁻ N₂

1.4.1.5 Tratamiento de fangos. Normalmente los sólidos que se obtienen después de la depuración de la EDAR se llevan al vertedero. Los fangos han de concentrarse ya que tienen mucho agua y estabilizarse para que no causen molestias pues habrá materia orgánica en ellos. Según salen los fangos de los decantadores (primario y secundario) se lleva a cabo un espesamiento por gravedad o flotación. Según el esquema, los sólidos del decantador primario van a gravedad y los del secundario a flotación.

Los fangos del decantador secundario son los que contienen más materia orgánica y su densidad es más parecida a la del agua por lo que se espesan mejor por flotación.

Otra opción es juntar los fangos de ambos decantadores y concentrarlos por gravedad. Para estabilizarlos (disminuir la cantidad de materia orgánica) se emplea un tratamiento biológico, que puede ser aerobio o anaerobio. Los sistemas anaerobios consumen mucho aire y no se puede aprovechar nada. Si se utiliza un tratamiento anaerobio se obtiene biogás.

Otro tratamiento posterior a la estabilización es la deshidratación que se realiza añadiendo coagulantes o floculantes. Se obtiene así un semisólido con un 60-70% de agua.

1.4.2 Poblaciones pequeñas. Se recurre a tecnologías blandas de depuración y sistemas simples. Son más simples y menos costosas porque el gasto de todos los tratamientos anteriores sería demasiado. Suelen utilizarse sistemas de lagunaje sin aireación artificial. Se produce una degradación natural de la materia orgánica. Es necesario bastante espacio. También se utilizan filtros percoladores, humedales y filtros verdes (con el propio terreno).

1.5 TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES

1.5.1 Descripción del proceso. En el proceso de digestión anaerobia, la materia orgánica contenida en el fango o agua residual es transformada en los gases metano y bióxido de carbono. Este proceso biológico natural es realizado por grupos o comunidades de bacterias en recipientes cerrados.

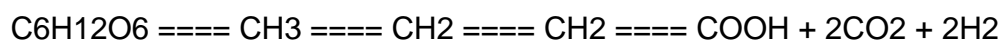
El gas producido puede ser recogido y utilizado como combustible. El fango final, estabilizado, que se extrae no es putrescible, y su contenido en organismos patógenos es nulo o muy bajo.

Esta conversión biológica del sustrato complejo, en el que se encuentra materia orgánica en suspensión o disuelta, se realiza a través de una serie de reacciones bioquímicas que transcurren tanto consecutiva como simultáneamente, y cuyo proceso podemos dividir en tres etapas: hidrólisis y fermentación acetogénica y, finalmente, la metanogénica.

1.5.1.1 Hidrólisis. Durante esta fase se verifica la hidrólisis (licuefacción) y posteriormente fermentación de las sustancias orgánicas de elevado peso molecular, tales como lípidos, proteínas e hidratos de carbono, que se encuentran en suspensión o disueltas.

Estas sustancias quedan transformadas y reducidas a otros compuestos orgánicos de cadena molecular más corta, principalmente en ácidos grasos volátiles y gases CO₂ y H₂.

Una de las reacciones que se darían en este caso típico sería:

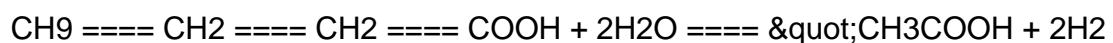


Glucosa \rightleftharpoons Acido butírico + Bióxido de carbono + Hidrógeno

Este metabolismo anaerobio lo realizan bacterias de crecimiento rápido (formadas de ácidos), que fermentan la glucosa para producir los mencionados ácidos. El pH de la operación suele ser inferior a 7.

1.5.1.2 Fase acetogénica. En esta etapa unas bacterias llamadas acetogénicas convierten las moléculas orgánicas de pequeño tamaño y los ácidos grasos volátiles en ácido acético e hidrógeno.

La reacción sería, siguiendo el ejemplo anterior:



Acido butírico + agua \rightleftharpoons Acido acético + hidrógeno

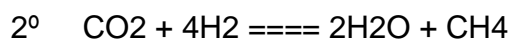
1.5.1.3 Fase metanogénica. En esta última etapa, las bacterias metanogénicas (anaerobias estrictas) son esenciales para este tipo de digestión, por ser los

únicos microorganismos que pueden catabolizar anaerobiamente el ácido acético e hidrógeno para dar productos gaseosos en ausencia de energía lumínica y oxígeno.

Para un óptimo trabajo, el elemento acuoso circulante debe tener un pH entre 6,6 y 7,6. Continuando con el anterior ejemplo, se verificarían las reacciones finales siguientes:



Acido acético + bacterias acetoclastas \rightleftharpoons bióxido de carbono + metano



Bióxido de carbono + Hidrógeno \rightleftharpoons agua + metano

La temperatura es un factor muy importante para que se verifiquen éstas transformaciones metabólicas. Para mantener un sistema de tratamiento anaerobio que estabilice correctamente el residuo orgánico, deben hallarse en estado de equilibrio dinámico los microorganismos formadores de ácidos y metano, es decir, las reacciones deben producirse continúa y sucesivamente, ya que el funcionamiento anormal de una de ellas, dará lugar al mal funcionamiento global del proceso.

Muchos microorganismos metanogénicos son similares a los encontrados en el estómago de los animales rumiantes. Se considera que una de las reservas

mundiales de gas natural tiene su origen en la actividad metabólica de estas bacterias.

1.5.2 Parámetros de operaciones y control en los procesos anaerobios.

Para un buen control, seguimiento y optimización anaerobio es necesario tener en cuenta los siguientes parámetros:

1.5.2.1 Parámetros de operación

- Fase de arranque
- Carga orgánica
- Velocidad de carga orgánica
- Toxicidad
- Temperatura
- Velocidad volumétrica de flujo
- Tiempo hidráulico de residencia
- Nutrientes
- Producción de fangos

1.5.2.2 Parámetros de control

- Concentración de ácidos volátiles
- Alcalinidad y pH
- Sólidos suspendidos, volátiles y totales

- Producción de metano y gas total

1.5.3 Digestión anaerobia en dos fases. En la digestión anaerobia de una fase se emplea únicamente un reactor, donde se efectúan simultáneamente: mezcla íntima del influente con todos los grupos de microorganismos, mediante bombeo, circulación o recirculación de fluidos; reacciones bioquímicas de la digestión y sus consecuencias de formación de distintos gases; espesamiento de fangos y formación del sobrenadante clarificado o efluente.

Al aplicar este proceso simple, a principios de los años setenta, a residuos sólidos suspendidos y aguas residuales con elevada carga orgánica de carbohidratos, lípidos y proteínas se observó frecuente inestabilidad global en la depuración, debido al desequilibrio entre la síntesis de los ácidos grasos volátiles (AGV) y degradación posterior. Por esta causa se planteó el tratamiento de este tipo de influente en dos fases o etapas.

El proceso de dos fases produce dos grupos de reacciones en dos digestores instalados en serie. Esta depuración requiere, por tanto, la colaboración de dos tipos o grupos distintos de microorganismos:

- Hidrolíticos y formadores de AGV, en el primer reactor.
- Acetogénicos y metanogénicos, en el segundo.

El éxito de este tratamiento comienza con una adecuada separación de estos dos grupos de bacterias, bien por diálisis, inhibición selectiva o por ajustes de velocidad de dilución, actuando con ello sobre el control cinético del crecimiento de las bacterias de dichos grupos. El progresivo afianzamiento de la separación se conseguirá a lo largo del funcionamiento, debido a la propia selección bacteriana que se realizará en cada uno de los reactores, con distintos medios trabajando con el Tiempo Hidráulico de Residencia (THR) adecuado.

Las ventajas que aporta este proceso de dos fases, comparándole con el de una sola, podemos resumir en:

- El primer reactor actuará de amortiguador a la llegada de algún golpe de carga del Influyente aportando gran seguridad y estabilidad al sistema; también este reactor eliminará el oxígeno disuelto del influente, por lo que la eficacia en el segundo reactor será óptima.
- Permite conseguir un biogás de mayor riqueza en metano, lo que repercute en el balance económico.
- Puede conseguirse un aumento cinético de la hidrólisis por agitación en el primer reactor, y evitar la pérdida de microorganismos de esta primera etapa intercalando un decantador y bomba, para retornar éstos a su origen.

Resumiendo este sistema admite una mayor flexibilidad en variaciones de carga, pH y temperatura, a la vez que ofrece mayores facilidades en la actuación, seguimiento y control del proceso.

1.5.4 Industrias en las que se emplea la depuración anaerobia a sus aguas residuales. Los procesos anaerobios, inicialmente, hace unos diez años, encontraron su aplicación en tratamientos de aguas residuales, de la industria alimentaria y en los residuos agro-ganaderos. Actualmente se puede aplicar a la totalidad de aguas residuales cargadas con materia orgánica.

Por orden cronológico de aplicación, podemos clasificar la industria en tres sectores:

- Sector ganadero.
- Alimentaria.
- No alimentaria.

1.5.4.1 Sector ganadero. Dentro de este sector se aplica esta depuración, preferentemente en los residuos líquidos de las explotaciones de ganado vacuno y porcino. La fracción, llamémosla líquida (aprox.50 por 100) de estos residuos, formada por sólidos orgánicos e inorgánicos disueltos o en suspensión, es especialmente apta para su digestión anaerobia, ya que en ella se encuentra el conjunto de bacterias necesarias para transformar prácticamente la totalidad de la materia orgánica que lleva en biogás y del cual el 65% es metano.

Con este tratamiento se consigue:

- Eliminar el poder contaminante del residuo en un 70%.

- Producir biogás suficiente (0,7 m³/kg de sólidos volátiles anulados), para autoabastecerse energéticamente la instalación y explotación.
- Los residuos finales pueden ser usados como fertilizantes por su contenido en nitrógeno, fósforo y potasio.

1.5.4.2 Industria alimentaria. En este ramo, el tratamiento anaerobio es adecuado para vertidos industriales fácilmente fermentables, como los procedentes de las fábricas, conserveras de legumbres y cervecerías.

Recientemente, ya en los años 80, en planta piloto y alguna en plan industrial, se tratan aguas residuales de fábricas: lecheras, industria de la patata, zumos concentrados y alcohol. Los rendimientos de depuración en estos tratamientos son superiores al 90%, tanto en la reducción de la DQO como en la DBO₅. La producción de biogás está entre 0,3 y 0,5 m³/kgDQO eliminada.

1.5.4.3 Industria no alimentaria. La tecnología anaerobia en este tipo de industria se encuentra en sus comienzos. Se ha iniciado estos tratamientos a escala industrial, con aguas residuales con fuertes cargas orgánicas, procedentes de fabricaciones de productos derivados de la madera, tales como:

- Industria papelera
- Tenería
- Fabricación de tableros

El contenido orgánico de estas aguas, tanto soluble, coloidal y decantable, procede, principalmente, de los componentes naturales de la madera, extraídos por agua caliente o vapor a presión y por digestión o disolución realizadas por productos químicos.

En planta piloto industrial se están desarrollando experiencias positivas con las aguas residuales procedentes de la obtención de explosivos, clorofenoles, furfural, celulosa al sulfito, siderurgia y otras.

En piloto de laboratorios se hacen tratamientos de las aguas residuales de la industria farmacéutica, química alcalina, aromática, ácidos grasos y otros de tipo orgánico y algunos más.

Los resultados de reducción de la polución en las aguas de industrias no alimentarias varían del 40 al 90% en la DQO y superiores a éstos en la DBO5.

1.5.5 Resultados comparativos entre los procesos biológicos aerobios y anaerobios. Hasta fechas recientes, los tratamientos aerobios han sido los procesos industriales de depuración realizados a gran escala.

A partir de la década pasada se están imponiendo los procesos anaerobios, principalmente en depuradoras de aguas residuales cuya DBO5 supera los 1500 p.p.m, porque este tratamiento ofrece sobre el aerobio más resultados positivos que negativos.

1.5.5.1 Ventajas del tratamiento anaerobio

➤ Producción de energía

Por la acción de las bacterias metanogénicas, gran parte del contenido orgánico de las aguas se transforma en gas metano; teóricamente 1 Kg. de la DQO eliminada produce 350 l. de metano. Este combustible posee un elevado poder energético utilizable.

La depuración aerobia, por el contrario, precisa grandes cantidades de aire (O₂), que deben ser suministradas por aireadores o compresores, con el consiguiente consumo energético.

➤ Producción de fangos

Por quedar convertida la mayor parte de la materia orgánica, en el proceso anaerobio, en biogás, el sólido restante queda bien estabilizado y utilizable previa deshidratación.

Los fangos producidos en el tratamiento aerobio son de 5 a 10 veces superiores en cantidad a los anaerobios, y debido a la gran producción de materia orgánica celular degradable que contienen (por verificarse en éstos una mayor síntesis celular), además de deshidratarlos deben incinerarse para evitar polución.

➤ Dimensiones

La superficie y volúmenes que se requieren para el sistema aerobio son considerablemente mayores que para el proceso anaerobio, para conseguir parecidos efectos depuradores, por lo que es menor la inversión en éste último proceso.

➤ Proceso exterior

Por verificarse en ambientes cerrados, la producción de malos olores es baja en el proceso anaerobio, comparado con los olores desagradables que se desprenden en el sistema aerobio, el cual se realiza siempre en espacios abiertos.

➤ Estabilidad del proceso

El proceso anaerobio presenta una mayor estabilidad y facilidad para el arranque, después de largas o cortas paradas, así como un menor aporte de nutrientes por ser menor su síntesis celular.

1.5.5.2 Inconvenientes del proceso anaerobio

➤ Puesta en marcha

Debido a la baja velocidad de crecimiento de los microorganismos, en el proceso anaerobio la puesta en marcha de este tratamiento es más lenta que en el aerobio.

➤ Temperatura

El tratamiento anaerobio requiere temperaturas de, al menos, 35EC, para que la actividad de las bacterias sea óptima. Este consumo de energía, cuando las aguas residuales no vengán calientes, puede ser autoabastecido por el biogás producido.

1.5.6 Conclusiones sobre los procesos anaerobios. Se puede afirmar que actualmente los procesos anaerobios para la depuración de vertidos líquidos se ha consolidado, ofreciendo estos tratamientos un medio eficaz en la lucha para la mejora del medio ambiente.

Esta nueva ingeniería se introduce en el campo de energías alternativas al aportar al proceso biogás con alto poder energético y residuos sólidos utilizables.

Consecuentemente, esta ingeniería requiere el empleo de personal técnico especializado, tanto en la elaboración de la maquinaria como en la explotación y control del proceso.

1.6 PROCESOS ANAEROBIOS

Los usos principales del tratamiento biológico anaerobio son el de remoción de materia orgánica de las aguas residuales y el de oxidación y estabilización de lodos orgánicos o biosólidos producidos en el tratamiento biológico. Desde 1850 Mouras inició el desarrollo del diseño de tanques para separar y retener sólidos. La primera observación de la producción de metano, al licuar sólidos de aguas residuales, la hizo Donald Cameron al construir el primer tanque séptico en Exeter (Inglaterra), en 1895. en 1904 Travis introdujo el primer tanque con cámaras independientes para sedimentación y digestión de lodos, en Hampton (Inglaterra); en este mismo año Karl Imhoff obtuvo la patente para el tanque que lleva su nombre. En la tabla 5 se incluyen los principales procesos anaerobios.

TABLA 5. Procesos Anaerobios de Tratamiento de Aguas Residuales y Biosólidos

TIPO	NOMBRE COMÚN	USO
Crecimiento suspendido	Digestión anaerobia: tasa estándar, tasa alta, una y dos etapas. Proceso anaerobio de contacto	Estabilización, remoción de DBOC, remoción de SSV. Remoción de DBOC
	Lagunas anaerobias	Remoción de DBOC, remoción de SS
Híbrido	Tanque séptico	Tratamiento primario, remoción de grasas, remoción de DBOC, remoción de sólidos suspendidos
	Proceso de flujo ascensional y manto de lodos anaerobio, PAMLA, RAFA o UASB	Remoción de DBOC, remoción de SS
	Tanque Imhoff	Remoción de grasas, remoción de DBOC, remoción de SS y digestión anaerobia de dichos sólidos
Crecimiento adherido	Filtro anaerobio	Remoción de DBOC, estabilización
	Procesos de lecho fluidizado	Remoción de DBOC
	Procesos de lecho expandido	Remoción de DBOC

Los procesos de tratamiento anaerobio tienen aplicación principalmente en aguas residuales de concentración alta, con DBO mayor de 1.000 mg/L, donde los compuestos orgánicos y el CO₂ se usan como aceptadores finales de electrones, para que las bacterias metanogénicas produzcan metano, el cual tiene un valor calorífico de aproximadamente 36.500 kJ/m³. Muchos procesos anaerobios no requieren sedimentación primaria, pero es conveniente remover previamente la arena y el material inerte para evitar su acumulación en el lodo, lo cual desplaza la biomasa. Si la variación de carga o caudal es mayor que cuatro se recomienda proveer un tranque de igualamiento. En la actualidad, el proceso anaerobio se acepta para operación a temperaturas mayores de 10°C, pero preferiblemente a temperaturas mayores de 20°C y con un incremento del tiempo de retención por un factor de dos para cada disminución de 10°C en la temperatura de operación. Un reactor operando a 35°C con un residuo degradable anaerobiamente puede producir 1 m³ de CH₄/m³ de reactor.d. La necesidad de agregar alcalinidad es, a menudo, el costo de operación más alto del sistema anaerobio.

Para aguas residuales con contenido de sólidos predominantemente solubles, se considera aceptable suponer una eficiencia de tratamiento como la indicada en la Tabla 6.

TABLA 6 . Rendimiento típico de los Procesos Anaerobios

PARÁMETRO	VALOR
Remoción de DBO, %	80 – 90
Remoción de DQO, mg/L	1,5 x DBO removida
Producción de biogás	0,5 m ³ /kg de DQO removida
Producción de metano	0,35 m ³ /kg de DQO removida
Producción de lodo	0,05 – 0,10 kgSSV/kg DQO removida

La edad mínima de lodos requerida en un reactor anaerobio no depende grandemente de la naturaleza del agua residual, a menos que contenga contaminantes tóxicos. En aguas residuales con gran proporción de material orgánico particulado, la hidrólisis de dicho material insoluble puede constituir la etapa limitante del procesos y requerir edades de lodos de cuatro a diez días para el intervalo mesofílico.

Para fermentación anaerobia de residuos solubles, con acetato como el principal contaminante orgánico, se requieren edades de lodos de 2,5 a 5 días porque el crecimiento de las bacterias acetotróficas metanogénicas constituye la etapa limitante. En general, los procesos de crecimiento suspendido son ventajosos para el tratamiento de lodos o aguas con contenido alto de materia orgánica particulada y los procesos de crecimiento adherido son más apropiados para aguas residuales con materia orgánica soluble.

En los procesos de crecimiento adherido los microorganismos crecen adheridos al medio, no se escapan del reactor con el efluente y se obtienen edades de lodos y concentraciones de microorganismos altas.

La eficiencia del proceso anaerobio es función de la edad de lodos, por ello se recomiendan los valores de la tabla 7.

TABLA 7. Edades de lodos para diseño

TEMPERATURA DE OPERACIÓN, °C	MÍNIMA, d	DISEÑO, d
18	11	28
24	8	20
29	6	14
35	4	10
41	4	10

1.7 NORMAS DE VERTIMIENTO EN COLOMBIA

El decreto 1594 de 1984 en el capítulo VI (de las normas de vertimiento) establece lo siguiente:

ARTÍCULO 72: todo vertimiento a un cuerpo de agua deberá cumplir, por lo menos, con las siguientes normas:

REFERENCIA	USUARIO EXISTENTE	USUARIO NUEVO
PH	5 a 9 unidades	5 a 9 unidades
Temperatura	≤ 40 °C	≤ 40 °C
Material flotante	Ausente	Ausente
Grasas y aceites	Remoción ≥ 80% en carga	Remoción ≥ 80% en carga
Sólidos suspendidos, domésticos o industriales	Remoción ≥ 50% en carga	Remoción ≥ 80% en carga

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO DBO		
Para desechos domésticos	Remoción ≥ 30% en carga	Remoción ≥ 80% en carga

Para desechos industriales	Remoción \geq 20% en carga	Remoción \geq % en carga
----------------------------	------------------------------	----------------------------

PARAGRAFO

De acuerdo con las características del cuerpo receptor y del vertimiento, la EMAR decidirá cual o cuales de las normas de control de vertimiento señaladas en este artículo podrán excluirse.

ARTICULO 73: Todo vertimiento a un alcantarillado público deberá cumplir por lo menos, con las siguientes normas:

REFERENCIA	VALOR
PH	5 a 9 unidades
Temperatura	\leq 40E C
Acidos, bases o soluciones ácidas o básicas que pueden causar contaminación; sustancias explosivas o inflamables.	Ausentes
Sólidos sedimentables	\leq 10 ml /lt
Sustancias solubles en hexano	\leq 100 ml /lt

REFERENCIA	USUARIO EXISTENTE	USUARIO NUEVO
Sólidos suspendidos para desechos domésticos e industriales	Remoción \geq 50% en carga	Remoción \geq 80% en carga
Demanda Bioquímica de Oxígeno		
Para desechos domésticos	Remoción \geq 30% en carga	Remoción \geq 80% en carga
Para desechos industriales	Remoción \geq 20% en carga	Remoción \geq 80% en carga
Caudal máximo	1.5 veces el caudal promedio horario	

PARAGRAFO

De acuerdo con las características del cuerpo receptor y del vertimiento, la EMAR decidirá cual o cuales de las normas de control de vertimiento anotadas, podrán excluirse.

1.8 FILTRO ANAEROBIO DE LECHO FIJO

1.8.1 Generalidades. Los filtros anaerobios de lecho fijo son similares a los filtros aerobios, sólo que se encuentran inundados de líquido.

El agua residual es alimentada generalmente en forma vertical en sentido ascendente o descendente, a través de un lecho empacado sobre el cual la biopelícula se desarrolla.

La biomasa se encuentra dispuesta dentro del biofiltro tanto formando una biopelícula sobre las partículas del relleno, como formando flóculos que se hayan atrapados entre sus huecos.

Adecuada para aguas con carga orgánica soluble o fácilmente hidrolizable.

La distribución del líquido es muy importante, ya que no pueden formarse canales preferenciales. Esto produce menores tiempos de residencia.

Se clasifican en cuatro tipos :

- Flujo ascendente y lecho ordenado.
- Flujo descendente y lecho ordenado.
- Flujo ascendente y lecho desordenado.
- Flujo descendente y lecho desordenado.

1.8.2 Ventajas y desventajas de los filtros anaerobios de lecho fijo

1.8.2.1 Ventajas

- Soporta altas cargas orgánicas.
- Con recirculación es resistente a sobrecargas orgánicas o tóxicos.
- Construcción simple.
- Aplicable a pequeña y mediana escala.
- Rápidos arranques.
- Operación simple.
- Operación con flujo descendente o ascendente.

1.8.2.2 Desventajas

- Arranque lento, aún contando con inoculo adecuado.
- Riesgo de taponamiento sobre todo con soportes de piedra.
- Sensible a sólidos suspendidos en el efluente.

- Sensible a aguas que forman precipitados (sobretudo en régimen de flujo ascendente).
- Alto costo de material de soporte.
- Presencia de sólidos suspendidos en el efluente.

1.8.3 Material de soporte. La función principal del soporte es ofrecer una gran superficie que favorezca la adhesión de las bacterias anaerobias y la formación de una película activa (Biopelícula). Al mismo tiempo el material debe ser de forma tal que se eviten obstrucciones y la formación de caminos preferenciales y zonas muertas. Estas dos características deben combinarse para obtener un lecho poroso con gran superficie específica.

La elección de un material de soporte está determinada por los siguientes parámetros relacionados entre sí:

a) *Características del Material*

- Superficie específica
- Ordenado o desordenado
- Geometría
- Estructura micro o macroporosa
- Porosidad
- Características hidrófobas o hidrófilas
- Rugosidad

- Densidad, peso específico
- Composición química
- Degradabilidad
- Costo del material y de colocación

b) Tipo y Contenido de Sólidos del Agua Residual

c) Sistema de Funcionamiento

- Grado de recirculación
- Tipo de flujo
- Lavados periódicos

Dada la variedad de parámetros que intervienen en la elección de un tipo de material de soporte, no es posible adjudicarle a un tipo de agua residual un determinado soporte.

De acuerdo con Fischer y Rovel (38 – 39), el crecimiento biológico es más rápido en lechos desordenados que en lechos ordenados con flujo axial, pero debe tenerse en cuenta una mayor tendencia a formación de zonas muertas y a una mayor obstrucción del lecho.

Uno de los materiales inicialmente empleado fue el carbono activado granular, sin embargo, por razones económicas, los rellenos más empleados son las arcillas

pertenecientes a la familia de los filosilicatos, aunque la arena y otros silicatos también se utilizan. Los materiales plásticos, por su parte, están ganando terreno ya que, aunque económicamente no resultan tan favorables como los medios naturales, su menor densidad, próxima a la unidad, les hacen muy atractivos.

Entre los materiales naturales utilizados se encuentran fragmentos de arcillas, algas calcáreas, conchas de mejillones y materiales volcánicos, es decir materiales livianos y porosos.

La existencia de macroporos permite el desarrollo de la película en el interior del material, favoreciendo el aprovechamiento volumétrico, siempre que sea posible lograr un buen contacto entre el líquido y la masa biológica.

Entre los materiales artificiales se han desarrollado todo tipo de soportes:

- Anillos y esferas de cerámica
- Tubos plásticos y corrugados cortados
- Formas especiales de plástico
- Paneles modulares o tubulares
- Alambres de acero o de plástico
- Anillos o esferas de vidrio altamente porosos que facilitan la fijación de biomasa en su interior.

El uso de cada uno de estos materiales no puede ser generalizado y debe atenerse a los factores ya mencionados, como son las características de las aguas residuales y el sistema a utilizar (tipo de flujo, velocidad en el reactor, etc.).

En general, materiales no porosos con superficie rugosa y materiales porosos se han encontrado como los más favorables para el desarrollo de la biopelícula. El uso de materiales porosos presenta la ventaja adicional de los poros internos, los cuales pueden ser también colonizados. Para estos soportes, el tamaño de los poros y el grado de porosidad son las características más importantes.

Por otra parte es deseable una alta estabilidad química y biológica del soporte que evite reacciones adversas con los microorganismos. También sería adecuado que la superficie permitiera ser modificada químicamente para favorecer la adhesión del grupo de microorganismo que más nos interese.

De acuerdo con las características físicas se recomiendan soportes de alta densidad, pequeño tamaño y superficie rugosa para trabajar con reactores de lecho fluidizado.

La angularidad y el tamaño del medio afecta significativamente la operación de los biofiltros. El tamaño de partícula empleado oscila entre los 2 y 6 mm. Granulometrías bajas (2-4mm) llevan a penetraciones más profundas de los sólidos con menores pérdidas de carga, ofreciendo una mayor calidad del efluente que otro de tamaño mayor, sin embargo, normalmente necesita de lavados más

frecuentes. El medio de granulometría menor se utiliza para tratamientos terciarios o cuando se pretende llevar a cabo nitrificación biológica.

1.8.4 Biopelícula. La biopelícula es una de las variables fundamentales para el tratamiento de aguas residuales en reactores de soporte fijo, es la pequeña capa biológica, que crece adherida al soporte, responsable del proceso de depuración.

Es una matriz conformada por células microbianas y sustancias poliméricas extra-celulares (E.P.S), que se unen en una superficie de soporte.

El crecimiento de la biopelícula o su acumulación, no necesariamente es uniforme en el tiempo y espacio. En su composición puede existir una fracción importante de sustancias inorgánicas o abióticas, atrapadas por una matriz biótica.

Aunque no se conocen a fondo las propiedades físicas de las sustancias poliméricas extra-celulares, casi exclusivamente son polisacáridos, forman una capa viscosa altamente hidratada, unida al soporte y sujetando los microorganismos, con lo que se mantiene la integridad de la biopelícula. Además tanto la adhesión inicial como la definitiva sobre el soporte, está determinada fundamentalmente por la presencia y propiedades de los polímeros extracelulares, que relacionan a las células con el medio de soporte.

Los factores ambientales, los Físico - Químicos así como el tipo y concentración de sustrato, influyen en la selección y el desarrollo de las distintas poblaciones microbianas en la biopelícula

1.8.4.1 Características de la Biopelícula. Una biopelícula no es una sustancia rígida. La matriz EPS, se comporta como un gel. Las propiedades reológicas de la misma influyen en la transferencia de masa en la interfase biopelícula de agua. Mediciones realizadas con un reogonimómetro Weissenburg en una biopelícula de población mixta, indicará que es viscoelástica.

El módulo de elasticidad es del mismo orden que el de una proteína gel de enlaces transversales que tenga el mismo contenido de agua.

Las propiedades viscosas de la biopelícula contribuyen al aumento de la resistencia friccional del fluido. Dentro de las características de la biopelícula se puede considerar:

- Composición
- Espesor
- Densidad

1.8.4.1.1 Composición. La biopelícula está compuesta fundamentalmente por células microbianas y polímeros extracelulares (EPS). Las propiedades físico – químicas y biológicas de la biopelícula son dependientes del medio en el que se ha acumulado. Los microorganismos predominantes, modifican el micromedio de manera específica de acuerdo con su actividad metabólica.

El componente principal de la biopelícula es el agua, notificándose rangos del orden del 87 al 99% (Characklis 1990). Los sólidos fijos y volátiles reflejan generalmente, las fracciones orgánicas e inorgánicas de la biopelícula. De la fracción volátil se han obtenido resultados de un 80% de una biopelícula seca, con predominio de componentes bióticos.

1.8.4.1.2 Espesor de la Biopelícula. El espesor es una característica importante en el análisis de los procesos biopelícula, pudiendo variar considerablemente debido a las características morfológicas de la misma.

La variación del espesor, es función de la edad de la película biológica y de la diversidad de las especies microbianas, el espesor de la biopelícula evoluciona con el tiempo (edad) hasta alcanzar un espesor máximo. Las variaciones en las cargas de sustrato sobre la biopelícula causan estados transitorios de espesores y de esta manera se puede producir desprendimientos de la biopelícula, si este espesor es mas grande que el máximo espesor correspondiente a la mas baja carga de sustrato aplicada. El desprendimiento puede ser producido por una reducción en la resistencia de la biopelícula al esfuerzo cortante externo.

Las biopelículas gruesas no controladas, generalmente no son aptas para realizar eficientemente la función de eliminación sustrato. Por el contrario, las películas delgadas al no oponer una resistencia a la difusión tan elevada, contribuyen eficazmente a dicha eliminación.

1.8.4.1.3 Densidad. La densidad o concentración de biomasa en la biopelícula depende de la actividad, de las diferentes especies que se desarrollan y del tipo de sustrato. Los valores más bajos corresponden a zonas anaerobias (donde se realiza la digestión celular) o las zonas de desarrollo de microorganismos filamentosos. Los valores más altos se encuentran cuando predominan los microorganismos no filamentosos o existen sustratos ricos en partículas suspendidas de sales inorgánicas como el calcio. Por lo tanto el desarrollo selectivo de ciertas especies microbianas, puede influenciar el valor de la concentración de la biomasa de la película.

1.8.4.2 Mecanismos de Crecimiento de la biopelícula. La adhesión de microorganismos a superficies sólidas es, uno de los primeros pasos en la formación de las biopelículas. Teniendo en cuenta el tamaño de muchos microorganismos, se han considerado a menudo como partículas coloidales. Por ello, la adhesión microbiana ha sido descrita en bibliografía en términos de la teoría DLVO (*Derjaguim, Landau, Verwey, Overbeek*) desarrollada para explicar la estabilidad de los coloides. De acuerdo con esta teoría la fuerza neta de interacción entre dos sólidos que se aproximan surge del balance entre las fuerzas de atracción de Van der Waals y las fuerzas de repulsión electrostáticas (fuerzas de doble película)

La formación y crecimiento de una biopelícula sobre un soporte inerte se debe a la acción conjunta de los siguientes procesos físicos, químicos y biológicos:

- Transporte y adsorción de sustancias orgánicas sobre la superficie.
- Transporte de partículas (substratos y microorganismos) hacia la superficie.
- Fijación de microorganismos sobre la superficie.
- Crecimiento de los microorganismos por degradación del sustrato sobre la superficie en forma de biopelícula
- Desprendimiento de organismos aislados o en forma de flóculos debido a fuerzas de arrastre causadas por el flujo del gas o del líquido.

Una cuantificación de cada uno de estos procesos no es aún posible. La velocidad de crecimiento de la biopelícula, depende fundamentalmente del tipo de microorganismos que se desarrollen en el reactor. Para la degradación de carbohidratos se desarrollan bacterias que se adhieren al soporte y a su vez permiten la adhesión de otros microorganismos, creándose así una película heterogénea. La adición de floculantes como poli – acril- amidas favorece también el rápido crecimiento de la biopelícula.

1.8.4.3 Espesor de la biopelícula y arrastre de materia orgánica fuera del reactor.

Diversos estudios han demostrado que mediante el uso de distintos materiales soportes se logra (después de un tiempo de funcionamiento) el desarrollo de una biopelícula sobre el soporte fijo que garantiza el buen funcionamiento del reactor. Espesores de la biopelícula mayores de 1mm no aportan mayor cantidad de microorganismos activos y pueden ocasionar obstrucciones en el lecho. En soportes macroporosos de vidrio se ha determinado que después de un segundo

lavado el rendimiento del reactor aumenta en forma sensible. Para este tipo de soporte, un lavado periódico debe ser tenido en cuenta.

1.8.5 Condiciones de flujo. La cuantificación y descripción del flujo en un reactor de lecho fijo es sumamente compleja, ya que se trata de un medio con tres fases: líquido – lodo - gas, agravado por el hecho que el perfil de flujo varía continuamente debido al crecimiento o desprendimiento de la biopelícula. Si se usa soportes desordenados, debe ser tenida en cuenta la posibilidad de efectuar lavado esporádicos de lecho. Los mismos pueden realizarse inyectando biogas o nitrógeno, o mediante la recirculación efluente aplicando velocidades de flujo entre 50 y 100 m/h.

Las condiciones de flujo pueden ser descritas casi únicamente mediante el uso de indicadores, objetivo que no es del estudio presente, por lo que no detallaremos este proceso.

1.8.6 Filtro Anaerobio de flujo ascensional. El filtro anaerobio de flujo ascendente es un proceso de crecimiento adherido propuesto por Young y McCarty en 1969, para el tratamiento de residuos solubles. De los sistemas de tratamiento anaerobio es el más sencillo de mantener porque la biomasa permanece como una película microbial adherida y porque como el flujo es ascensional, el riesgo de taponamiento es mínimo (Figura 2).

El filtro anaerobio está constituido por un tanque o columna, relleno con un medio sólido para soporte del crecimiento biológico anaerobio. El agua residual es puesta en contacto con el crecimiento bacteriano anaerobio adherido al medio y como las bacterias son retenidas sobre el medio y no salen en el efluente, es posible obtener tiempos de retención celular del orden de cien días con tiempos de retención hidráulica cortos, permitiendo así el tratamiento de aguas residuales de baja concentración a temperatura ambiente. Los filtros anaerobios también pueden ser útiles para desnitrificar efluentes ricos en nitratos o como pretratamiento en plantas de purificación de agua.

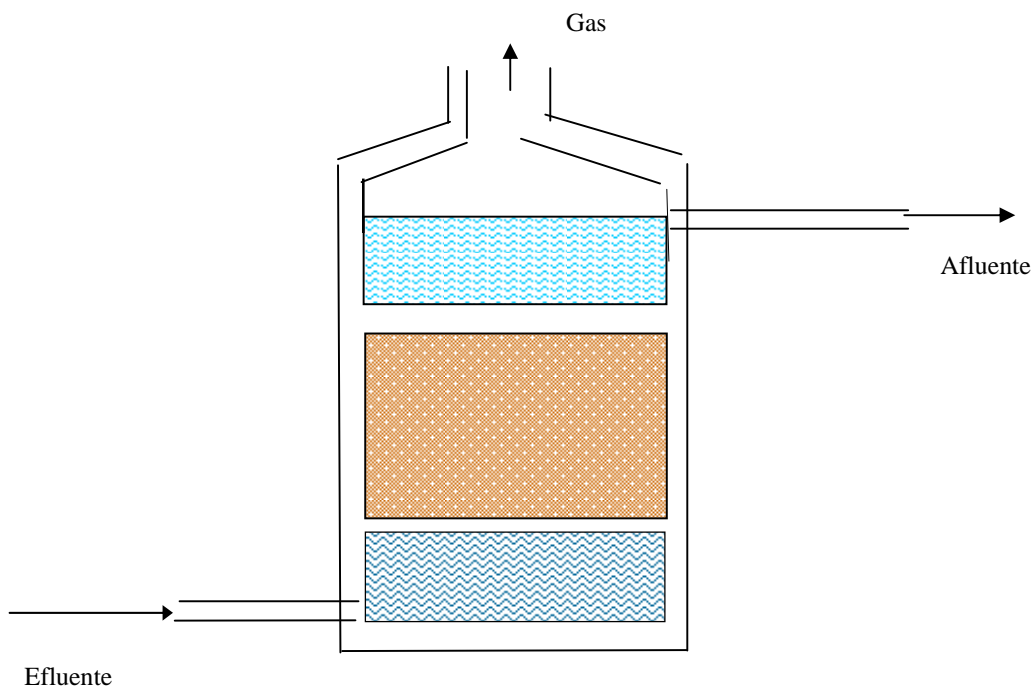


Figura 2. Filtro Anaerobio

El proceso no utiliza recirculación ni calentamiento y produce una cantidad mínima de lodo; las pérdidas de energía a través del lecho son mínimas, menores de 7,5 cm en unidades de laboratorio de 15 cm de diámetro y 1,8 m de altura. El filtro anaerobio usa como medio de soporte de crecimiento piedras, anillos de plástico o bioanillos plásticos, colocados al azar. La mayor parte de la biomasa se acumula en los vacíos intersticiales existentes entre el medio. La acumulación de biomasa y de sólidos inertes puede causar canalización y cortocircuito. El medio permanece sumergido en el agua residual, permitiendo una concentración de biomasa alta y un efluente clarificado; el proceso se ha usado a bajas temperaturas, pero preferiblemente la temperatura debe ser mayor de 25°C. El espesor observado de biopelícula sobre diferentes medios plásticos es de 1 a 3 mm. El residuo debe contener alcalinidad suficiente para mantener un pH, en la zona de lodos, mayor a 6,5; para ello puede requerirse una alcalinidad igual a un 25% de la DQO del residuo. Sin embargo, el amonio liberado en la hidrólisis de las proteínas puede reducir la alcalinidad requerida de fuentes externas.

Para aguas residuales de baja concentración es preferible diseñarlos con base en el tiempo de retención hidráulica; en general, la recirculación puede ser necesaria cuando la DQO del residuo es mayor de 8.000 mg/L.

El arranque de un proceso de crecimiento adherido puede ser más lento que el de un proceso de crecimiento suspendido, puede demorar unos seis meses en aguas residuales de baja concentración y de temperatura baja. Sin embargo, el filtro anaerobio es poco sensible a variaciones de carga hidráulica y a la operación

discontinua pues el medio retiene los sólidos y la biomasa formada en él. En estudios hechos en Brasil se indica que estos filtros logran remociones de DBO del 80%, con lechos de piedra de 4 a 7 mm y altura de 1,20 m. Otros estudios con residuo de DQO igual a 12.000 mg/L, carga orgánica volumétrica menor de 4 kg DQO/m³d, tiempo de retención hidráulica de un día, edad de lodos de 56 d y temperatura de 20 a 25°C, indicaron remociones del 88% de DQO.

Los estudios de Young, indican las siguientes conclusiones principales sobre el proceso: el filtro anaerobio es apropiado para el tratamiento de gran parte de los residuos orgánicos industriales; el parámetro de diseño más importante es el tiempo de retención hidráulico; la concentración del afluente no afecta el rendimiento del proceso, excepto en aguas con menos de 2.000 mg/L de DQO; se deben usar por lo menos 2 m de altura de medio.

2. PLANTA EXPERIMENTAL PILOTO

Este trabajo de investigación se constituye en la segunda etapa del proyecto denominado **SISTEMA DE FILTROS ANAEROBIOS DE LECHO GRANULAR PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS**, el cual en su primera etapa (FALG 1), consistió en el diseño, construcción, puesta en marcha y evaluación de las condiciones iniciales de dicho sistema.

Consideramos de importancia, hacer un recuento de las principales características de la planta experimental, las cuales se presentan a continuación para una mejor comprensión del funcionamiento general.

2.1 LOCALIZACIÓN

La planta experimental piloto de nuestra investigación, se encuentra ubicada en predios del Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA), kilómetro 9 de la vía al oriente sobre el margen izquierdo del río Pasto.

2.2 CAPTACIÓN

Se toma el agua proveniente de las cajillas de desagüe del Centro de Rehabilitación para el Menor, SANTO ANGEL, y luego se conduce a una cajilla final, provista de una rejilla para retención de sólidos y material grueso.

Finalmente el agua residual es transportada por una tubería tipo PVC de 2 " de diámetro, y 175 m de longitud, a la planta experimental piloto.

2.3 ETAPAS DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

2.3.1 Desbaste. Consiste en la separación del agua residual de sólidos de gran tamaño mediante una malla situada en la cajilla de recolección. Sus objetivos son:

- Proteger la planta experimental piloto de la llegada intempestiva que pueden provocar obstrucción en las diferentes unidades de la instalación.
- Separar y evacuar fácilmente las materias voluminosas arrasadas por el agua bruta, que podrían complicar la eficiencia del tratamiento.
- Proteger la conducción de atascamientos por grandes sólidos

2.3.2 Tanque Séptico. En un proceso de tratamiento primario aplicable a viviendas aisladas, comunidades o núcleos rurales con una población no mayor a 100 habitantes en servicio domestico. Consiste en un deposito cerrado que cumple con un doble objetivo:

- Decantación primaria donde hay una reducción de los sólidos suspendidos y del material flotante.
- Digestión anaerobia y almacenamiento de fangos.

2.3.3 Filtro anaerobio de Soporte fijo. Es un proceso de crecimiento adherido para el tratamiento de residuos solubles. Esta constituido por un tanque relleno con un lecho de piedras para el soporte del crecimiento de la biopelícula. El agua residual es puesta en contacto con el crecimiento bacterial anaerobio adherido al medio, circulando de abajo hacia arriba para estabilizar parcialmente la materia orgánica.

2.3.4 Filtro en Arena. Consiste en un tanque que contiene el agua a filtrar. En el fondo se ubica un lecho poroso de material filtrante, que es una capa de arena colocada sobre una capa de grava que a su vez se encuentra sobre un sistema de drenaje que recolecta el agua filtrada. El agua al pasar a través de este lecho, mejora considerablemente su calidad, eliminando proporcionalmente la materia orgánica y reduciendo una gran cantidad de sólidos. Poco después de iniciarse el proceso de filtración, en la superficie del lecho se forma una película filtrante o biopelícula, que consiste en un material orgánico e inorgánico retenido en una amplia variedad de microorganismos activos biológicamente que descompone la materia orgánica.

2.4 FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA

La planta esta diseñada para tratar un caudal de 0.038 l/s.

El agua proveniente de las cajillas de desagüe del Centro de Rehabilitación SANTO ANGEL, llega a la unidad de pretratamiento que consiste en una cajilla provista de una malla de 1/4 " dispuesta para la retención de los residuos de gran tamaño.

El agua pretratada llega a la unidad de tratamiento primario (FOSA SEPTICA), a través de una tubería PVC de 2" de diámetro. El cuerpo principal del tanque Séptico es un deposito por el que pasa el agua residual con el objetivo de someterla a una decantación. A su vez el fango decantado se almacena en el mismo deposito siendo sometido a una digestión anaerobia.

El efluente del tratamiento primario se distribuye a dos unidades por medio de vertederos, una de tratamiento aerobio de lecho bacteriano y la segunda unidad es el filtro de lecho granular fijo, que alimenta al filtro en arena.

La conexión de las unidades descritas anteriormente originan dos líneas de tratamiento:

- *Línea de tratamiento anaerobio-aerobio:* fosa séptica y lecho bacteriano.
- *Línea de tratamiento anaerobio:* fosa séptica, filtro anaerobio y filtro en arena.

3. FILTRO ANAEROBIO DE SOPORTE FIJO

3.1 DATOS PRELIMINARES

El filtro anaerobio actual se realizo teniendo en cuenta las instalaciones existentes, además para la obtención del caudal, es necesario recordar que el agua domestica a tratar pertenece al Instituto Penitenciario de menores, de la comunidad de los padres Somascos, **SANTO ANGEL**. Este instituto cuenta con capacidad de 25 personas, este dato puede variar de acuerdo a la cantidad de menores que ingresen o egresen. El agua es recolectada por cajillas y enviada a una cajilla principal de donde obtenemos el agua residual. Se construyo una cajilla equipada con una rejilla. Se instalo una tubería de 2" desde la rejilla construida hasta las instalaciones existentes. El agua llega a una Fosa Séptica Mejorada de la cual se distribuye en dos el caudal inicial, por medio de vertederos de salida. La mitad del caudal se dirige hacia el Filtro Anaerobio de Soporte Fijo y la otra mitad hacia el Filtro Aerobio de Soporte Fijo. La dotación para el Filtro Anaerobio de Soporte Fijo, se calcula para 13 habitantes, la mitad de personas que la calculada en la Fosa Séptica.

El Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente actual tiene las siguientes dimensiones:

Largo: 75cm ; ancho: 75cm; altura: 1.0m.

3.2 MEDIO DE SOPORTE

Se recomienda que los Filtros Anaerobios estén cargados en su totalidad con elementos de anclaje, salvo el 15% superior de su profundidad total. Esta zona superior sirve para homogeneizar la salida, evitando los canales preferenciales de flujo.

El flujo entra al lecho poroso por el fondo del mismo y debe ser distribuido radialmente en forma uniforme, para este fin habrá un difusor en el fondo del lecho, al cual llega el flujo mediante un tubo, instalado dentro o fuera del cuerpo de la unidad.

Como medio de anclaje para los Filtros Anaerobios, se recomienda la piedra triturada angulosa o redonda (grava); sin finos, de tamaños entre 4 y 7 cm.

4. FUNCIONAMIENTO Y EVALUACIÓN DEL SISTEMA - SEGUNDA ETAPA

Como ya se ha mencionado en este trabajo, en la primera fase de esta investigación se llevó a cabo la puesta en marcha y la evaluación de las condiciones iniciales del sistema.

El propósito de la segunda etapa de investigación de esta línea de tratamiento es estudiar el proceso de maduración del sistema para determinar las eficiencias que pueden alcanzar las diferentes unidades de tratamiento.

Por tal razón, las actividades desarrolladas en esta fase correspondieron a la operación y mantenimiento; realización de laboratorios y análisis de resultados.

4.1 OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO DEL FILTRO ANAEROBIO DE SOPORTE FIJO

Uno de los aspectos mas favorables de los Filtros Anaerobios de flujo ascendente es la facilidad de operación y mantenimiento que requiere una sencilla rutina.

4.1.1 Lavado del Lecho Filtrante. El lavado del lecho Filtrante se efectúa mediante descargas de fondo manipulando la valvula de apertura rápida, la cual

permite la salida del lodo retenido en la base de l filtro, a travs del sistema de drenaje a la cmar de lavado.

El mantenimiento en la parte superior del lecho se hace retirando los desechos (Natas, Hojas, Insectos), en forma manual mediante el uso de una red.

Para evitar la proliferacin de algas se instal una cubierta removible construida en madera y polietileno negro, que no permite el paso de la luz impidiendo el proceso de Fotosntesis.

4.1.2 Perdida de Carga. La perdida de carga es la altura de la lamina de agua dentro de la caja del filtro, la cual disminuye hasta valores que hacen necesario lavarlo.

Durante el proceso de filtracin ocurren en el lecho dos tipos de perdida de carga:

- Perdida de carga inicial
- Perdida de carga por colmatacin, que se debe a la retencin de impurezas por parte del lecho, lo cual hace que el nivel del agua en la caja del filtro se vaya incrementando con el tiempo, hasta alcanzar un valor mximo admisible, indicando que la unidad debe ser suspendida para someterla a la operacin de lavado.

4.2 LABORATORIOS REALIZADOS EN LA FASE II

En esta fase de la línea de tratamiento FALG 2, se realizaron 20 muestreos, realizados semanalmente, estos muestreos se hicieron en 6 lugares correspondientes a la entrada a la Fosa Séptica Mejorada (muestra1) , Salida de la Fosa Séptica Mejorada (muestra 2) , Salida Filtro Anaerobio de lecho granular (muestra 3), salida Filtro Aerobio (muestra 4), salida del Filtro Anaerobio en Arena (muestra 5) y salida Sedimentador Filtro Aerobio respectivamente

Los ensayos realizados fueron:

- DQO
- DBO₅
- Alcalinidad
- Dureza
- pH
- Temperatura
- Nitritos
- Nitratos
- Coliformes Totales
- Sólidos Suspendidos
- Oxígeno Disuelto

4.2.1 Toma de muestras. Para obtener resultados confiables en los ensayos de laboratorio se necesita cumplir con ciertas normas y recomendaciones para la toma de muestras como son:

4.2.1.1 Tipos de muestras

4.2.1.1.1 Muestra simple. Solo representa la composición del agua para un tiempo y lugar específico. Este tipo de muestras se usan entre otras para:

- Determinar las características de descargas instantáneas.
- Estudiar variaciones y extremos en un flujo de desechos en determinado periodo.
- Determinar si la composición de la corriente para hacer el muestreo es razonablemente constante

4.2.1.1.2 Muestra compuesta. Las muestras compuestas son la mezcla de varias muestras instantáneas recolectadas en el mismo punto de muestreo en diferentes tiempos.

4.2.1.1.3 Muestra integrada. Consiste en el análisis de muestras instantáneas tomadas en diferentes puntos simultáneamente o tan cerca como sea posible. La integración debe hacerse de manera proporcional a los caudales medidos al tomar la muestra.

Para nuestro caso tomamos muestras compuestas debido a la variación del caudal y a la contaminación de las aguas.

4.2.1.2 Recipientes para las muestras. El tipo de recipiente usado para tomar la muestra es de vital importancia porque pueden existir intercambios iónicos con las paredes del recipiente o producirse una adsorción sobre estas. Los recipientes por lo general son de plástico y de vidrio, teniendo cada uno un uso específico.

En nuestro trabajo se utilizaron básicamente dos tipos de recipientes:

4.2.1.2.1 Para análisis físico-químico. Se utilizaron recipientes plásticos, con tapón y tapa rosca de 1/2 galón de capacidad debidamente rotulado.

El equipo para la toma de muestras se lava inmediatamente después de haberse desocupado con suficiente agua limpia y jabón y al recoger las muestras se lavan por lo menos tres veces con una cantidad pequeña del agua a muestrear.

4.2.1.2.2 Para análisis bacteriológicos. Se utilizaron recipientes plásticos, previamente esterilizados, de 100 ml de capacidad. Estos deben estar sellados y únicamente deben abrirse en el momento del muestreo siendo marcados después de la toma.

4.2.2 Descripción de Ensayos Realizados

4.2.2.1 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

a) Equipo:

- Reactor COD
- Gradilla
- Colorímetro Hatch DR 700
- Pipetas
- Probetas

b) Reactivos:

- COD de bajo rango 0 – 150 mg/l DQO
- COD de alto rango 0 – 1500 mg/l DQO
- Agua desmineralizada

c) Procedimiento:

- Homogenizar la muestra durante 2 minutos.
- Precalentar el reactor COD hasta 150°C.
- Preparar una muestra patrón o blanco agregando 2 ml de agua destilada a la cápsula que contiene el reactivo para la demanda química de oxígeno ya sea de alto o bajo rango como se estime conveniente.
- Pipetear 2 ml del agua residual y mezclar con el reactivo durante 1 minuto.

- Calentar la muestra preparada durante 2 horas. Al cabo del tiempo apagar el reactor y dejar enfriar los tubos durante 20 minutos hasta alcanzar 120°C o menos.
- Instalar el módulo de software correspondiente en el módulo Hatch DR 700:
Para bajo rango 0 – 150 mg/l DQO módulo 420 programa 42.06. Para alto rango 0 – 1500 mg/l DQO y 0 – 15000 mg/l DQO módulo 610 programa 61.08.
- Ajustar la intensidad lumínica del colorímetro DR 700.
- Colocar el blanco dentro del compartimiento para celdas del colorímetro y calibrar a ceros presionando la tecla ZERO.
- Introducir uno a uno los tubos con las muestras de agua residual preparadas anteriormente y hacerla lectura correspondiente presionando READ en el aparato. El valor que aparece en pantalla se expresa en mg/l de DQO.

4.2.2.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días (DBO₅)

a) Equipo:

- Frascos para DBO
- Frasco de Winkler

b) Reactivos:

- NaN₃ Yoduro alcalino
- Agua destilada.

c) Procedimiento:

- Airear hasta la saturación el agua de dilución.

- Diluir la muestra en la proporción más adecuada.
- Usar de esa dilución, mínimo 2 frascos para DBO completamente llenos. Tapar con cuidado sin dejar burbuja y dejar en reposo por 15 minutos.
- Destapar con cuidado sin crear turbulencia uno de ellos y determinar inmediatamente el oxígeno disuelto por el método de Winkler. El oxígeno disuelto así medido, es el oxígeno disuelto inicial día cero.
- Dejar el segundo frasco o varios de ellos, en incubación durante cinco días en la oscuridad.
- Después de dicho tiempo, destápelo con mucho cuidado y determine el oxígeno disuelto por el método de Winkler. El valor hallado es el correspondiente al oxígeno disuelto en el día quinto.
- Calcular con estos datos y el respectivo factor de dilución la demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días DBO_5 .

$$DBO_5(\text{mgO}_2/\text{lt}) = (OD_1 - OD_5) * \left(\frac{V_{L.S.1}}{V_{L.S.2}} \right) * Fdil$$

donde:

OD_i = Oxígeno disuelto inicial

OD_5 = Oxígeno disuelto a los cinco días

$V_{l.s.1}$ = Volumen del líquido de siembra agregado como inóculo = 0.1 $V_{l.s.2}$

$V_{l.s.2}$ = Volumen del líquido de siembra usado en el ensayo propio por dilución de dicho líquido (agua negra doméstica sedimentada).

Fdil = Factor de dilución usado en el ensayo

Fdil = Volumen frasco (ml)/ Volumen muestra original (ml) cuando las diluciones se hacen directamente en los frascos para DBO (volúmenes de 25m a 300 ml)

Fdil = 1/ % de dilución/100 cuando se usa porcentaje de dilución (los cuales son convenientes cuando se realiza gran número de determinaciones de una misma muestra.

4.2.2.3 Nitratos

a) Equipo:

- Celdas de 10 ml
- Beakers
- Colorímetro Hatch DR 700
- Pipetas
- Módulo de 500 nm.

b) Reactivos:

- Almohadillas con Nitra Ver5. uno por cada ensayo

c) Procedimiento:

- Instalar el módulo 510 en el Colorímetro DR 700. escoger programa 50.05
- Llenar la celda de 10 ml con agua residual y adicionar el contenido de la almohadilla con Nitra Ver 5.

- Agitar la celda durante 1 minuto y dejarla reposar durante 5 minutos más.
- Calibrar a ceros el colorímetro DR 700 utilizando un blanco con agua desmineralizada.
- Luego de los 5 minutos colocar las muestras preparadas en el colorímetro y realizar la lectura usando READ. El resultado mostrado en pantalla se expresa en mg/l de Nitrato como Nitrógeno, para convertir el valor a unidades de mg/l de nitratos NO_3 se multiplica por 4.4.

4.2.2.4 Nitritos

a) Equipo:

- Celdas de 10 ml.
- Módulo de 500 nm.
- Colorímetro Hatch DR 700
- Pipetas

b) Reactivos:

- Almohadillas con Nitri Ver 3.

c) Procedimiento:

- Instalar el módulo 50-01 en el colorímetro, ajustar la intensidad lumínica del DR 700 y escoger el programa número 50.08.1.
- Llenar la celda de 10 ml con agua residual y agregar el contenido de la almohadilla con Nitri Ver 3, agitar por 1 minuto.

- Dejar reposar la muestra preparada durante 10 minutos.
- Calibrar a ceros el DR 700 utilizando una celda de 10 ml con agua destilada.
- Colocar la muestra preparada en el colorímetro para realizar la lectura correspondiente presionando la tecla READ. El resultado se expresa en mg/l de nitritos como nitrógeno ($\text{NO}_2 - \text{N}$). Para convertir los resultados a mg/l de NO_2 se multiplica por 3.3.

4.2.2.5 Dureza Total

a) Equipo:

- Erlenmeyer.
- Cilindro graduado de 100 ml.
- Agitador
- Pipetas
- Titulador digital

b) Reactivos:

- Solución amortiguadora Hardness 1.
- Almohadilla de indicador en polvo Mamber 2 Hardness.
- Agua desmineralizada.
- Cartucho de Titulación EDTA según cuadro 1.

c) Procedimiento:

- Seleccionar un volumen para las muestras y un cartucho EDTA para titulación que corresponda con la concentración de dureza esperada del cuadro 1.
- Insertar el tubo de suministro limpio en el cartucho titulador. Instalar el cartucho en el cuerpo del titulador según lo especificado en el manual.
- Sostener el titulador digital con la punta del cartucho hacia arriba, hacer girar la perilla de suministro para sacar el aire y unas gotas del titulador. Volver a ajustar el contador a cero y limpiar la punta del cartucho.
- Utilizar un cilindro graduado o una pipeta para medir la muestra del volumen encontrado en el cuadro 1. Pasar la muestra al Erlenmeyer y agregar agua desionizada hasta alcanzar la marca de los 100 ml si es necesario
- Añadir 1 ml de solución amortiguadora para dureza Hardness 1 y agitar suavemente para mezclar.
- Añadir el contenido de una almohadilla de reactivo en polvo Mamber 2 y agitar para mezclar.
- Sumergir la punta del tubo de suministro en la muestra y usarla para agitar el líquido mientras se titula con EDTA pasando del color rojo a un azul puro. Anotar el número de dígitos que se usa.
- Para calcular la concentración final se utiliza la siguiente formula:
Dígitos requeridos * dígito multiplicador cuadro 1 = mg/l de dureza como CaCO_3 .

TABLA 8. Especificaciones de Reactivos para Dureza Total

Rango (mg/l como CaCo3)	Volumen de la Muestra (ml)	Cartucho (M EDTA)	No. de Cat.	Dígito Multiplicador
10 a 40	100	0,08	14364-01	0,1
40 a 160	25	0,08	14364-01	0,4
100 a 400	100	0,8	14959-01	1
200 a 800	50	0,8	14959-01	2
500 a 2000	20	0,8	14959-01	5
1000 a 4000	10	0,8	14959-01	10

4.2.2.6 Alcalinidad

a) Equipo:

- Titulador digital
- Erlenmeyer
- Agitador
- Pipetas
- Cilindros graduados de 100 ml

b) Reactivos:

- Almohadillas de reactivo en polvo Verde de Bromocresol – rojo de metilo.
- Almohadilla de reactivo en polvo Fenoftaleina.
- Cartucho de titulación con ácido sulfúrico.
- Agua desmineralizada.

c) Procedimiento:

- Seleccionar un volumen de la muestra y el cartucho para titulación de ácido sulfúrico que corresponden a la concentración esperada de alcalinidad en mg/l de CaCO_3 del cuadro 2.
- Insertar un tubo de suministro limpio en el cartucho para titulación.
- Sostener el titulador digital con la punta hacia arriba y hacer girar la perilla de suministro para expulsar el aire del tubo hasta que aparezca una gota del titulador. Reajustar el contador a ceros y secar la punta del tubo.
- Usar un cilindro graduado para medir el volumen de la muestra siguiendo el cuadro 2. transferir la muestra al Erlenmeyer y completar con agua desmineralizada hasta la marca de 100 ml si es necesario.
- Agregar el contenido de una almohadilla indicadora de Fenofaleina y agitar para mezclar.
- Si el color se torna rosado titular hasta alcanzar el punto de ausencia de color. Introducir la punta del tubo de suministro en la solución y revuelva mientras titula con ácido sulfúrico. Anotar la cantidad requerida.
- Calcular:
- Alcalinidad parcial = dígitos requeridos * multiplicador digital del cuadro 2. En mg/l como CaCO_3 de alcalinidad parcial.
- Para alcalinidad total agregar el contenido de una almohadilla de Verde de Bromocresol – rojo de metilo al Erlenmeyer agitando para mezclar.
- Continuar con la titulación con ácido sulfúrico hasta un color azul verdoso claro, a un violeta gris claro o un rosado claro según requiera la composición de la muestra. Ver cuadro 3. Anotar el total de dígito requeridos.

- Calcular:
- Alcalinidad total = dígitos requeridos totales * multiplicador digital cuadro 2. En mg/l como CaCo₃ de alcalinidad total.

TABLA 9. Especificaciones de Reactivos para Alcalinidad

Rango (mg/l como CaCo ₃)	Volumen de la Muestra (ml)	Cartucho NH ₂ SO ₄	No. de Cat.	Dígito Multiplicador
10 a 40	100	0,16	14388-01	0,1
40 a 160	25	0,16	14388-01	0,4
100 a 400	100	1,6	14389-01	1
200 a 800	50	1,6	14389-01	2
500 a 2000	20	1,6	14389-01	5
1000 a 4000	10	1,6	14389-01	10

4.2.2.7 Sólidos Suspendidos

a) Equipo:

- Beaker 600 ml
- Celdas de vidrio de 25 ml
- Colorímetro Hatch DR 700
- Pipetas 25 ml
- Módulo de 810 nm.

b) Procedimiento:

- Homogenizar la muestra durante 2 minutos.

- Vaciar la muestra en un beaker de 600 ml.
- Pipetear 25 ml de la muestra licuada a las celdas de vidrio.
- Instalar el módulo 81-01 en el DR 700 y ajustar la intensidad lumínica.
- Escoger el programa 81.04.1
- Preparar un blanco de 25 ml con agua destilada y calibrar el colorímetro a ceros.
- Colocar la muestra de agua residual preparada en el compartimiento para celdas del colorímetro y hacer la lectura presionando READ. El resultado que se muestra en pantalla se expresa en mg/l de sólidos residuales no filtrables.

4.2.2.8 pH

a) Equipo:

- Peachímetro o potenciómetro
- Beaker de 250 ml
- Frasco dosificador para agua destilada

b) Procedimiento:

- Enjuagar el electrodo con agua destilada y secarlo con un paño limpio.
- Llenar la muestra en el beaker.
- Introducir el electrodo dentro de la muestra, accionar el aparato y esperar a que la lectura se estabilice.
- Leer el valor del pH indicado en la pantalla del peachímetro.

4.2.2.9 Temperatura

a) Equipo:

- Termómetro

b) Procedimiento:

- Introducir el termómetro dentro de la fuente de agua durante 5 minutos.
- Realizar la lectura en grados centígrados en la columna del termómetro.

4.2.2.10 Oxígeno Disuelto

a) Equipo:

- Oxímetro Digital Handylab Oxi 1/set
- Agua destilada

b) Procedimiento:

- Ajustar el Oxímetro según las instrucciones del fabricante.
- Lavar con agua destilada el electrodo y secarlo con un paño suave
- Introducir el electrodo en la fuente de agua, accionar el aparato y esperar hasta que la lectura se estabilice.
- Registrar la lectura hecha en pantalla ya sea en mg/l de oxígeno disuelto o en porcentaje de saturación.

4.2.2.11 Bacteriológico N.M.P. de Coliformes Totales

a) Equipo:

- Autoclave
- Balanza
- Tubos de ensayo con bujía Durham
- Pipetas
- Mechero
- Agua destilada

b) Reactivos:

- Agar nutritivo.
- Caldo lactosado verde Bilis brillante.

c) Procedimiento:

Para la realización de los análisis bacteriológicos se utiliza el Método de los Tubos Múltiples, efectuándose dos exámenes, el presuntivo y el confirmativo.

Prueba presuntiva NMPCT

- Disolver la muestra de agua tratada con agua destilada en diluciones de 100 ml, 10 ml y 1 ml.
- Llenar los tubos de ensayo que contienen una bujía Durham con el medio de cultivo.
- Sembrar 3 tubos por cada serie de dilución escogida con agar nutritivo.

- Colocar la muestra en la incubadora a 35°C durante un tiempo aproximado de 24 horas
- Cuando el resultado es positivo, al descomponerse el medio por la acción bacteriana y como fruto de su metabolismo, se forma una burbuja que se deposita en la bujía. En este caso se somete a la prueba confirmativa

4.3 PRESENTACIÓN DE RESULTADOS

4.3.1 Aforo del Caudal. Se realizó el aforo del caudal que entra a la fosa séptica, este se realizó durante todo un día. Este aforo se hizo para determinar si el caudal que estaba llegando a la fosa séptica había aumentado o disminuido con respecto al caudal de diseño que se realizó en la primera parte del estudio. Los resultados obtenidos se presentan a continuación en la tabla 10.

TABLA 10. Determinación del caudal

HORA	VOLUMEN (litros)	TIEMPO (seg)	CAUDAL (LPS)
8 –12 a.m	1400	14400	0.097
12 – 16 p.m	720.8	14400	0.050
16 – 20 p.m	302.4	14400	0.021
20 – 8 a.m	750	43200	0.017

El caudal promedio obtenido fue de 0.046 LPS (3.97m³/d) el cual es un poco mayor al de diseño que era de 0.04 LPS.

4.3.2 RESULTADOS ESPECÍFICOS

TABLA 11. Valores de remoción de DQO

SEMANA	SFS	SFA	DIFERENCIA	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
2	154	82	72	46,75
3	97	67	30	30,93
5	75	34	41	54,67
6	135	98	37	27,41
9	163	138	25	15,34
10	225	71	154	68,44
12	134	57	77	57,46
13	200	80	120	60,00
14	130	50	80	61,54
15	122	102	20	16,39
18	180	85	95	52,78
19	165	99	66	40,00
20	195	117	78	40,00
Valor Máx	225	138	154	68,44
Valor mín	75	34	20	15,34
Desv. Estandar	42,34	28,29	39,21	17,33
Media	151,92	83,08	68,85	45,31

Las muestras de las semanas 1,4 y 7 se descartaron por presentar valores de remoción negativos, las semanas 8,11,16,17 se descartaron por presentar valores picos que afectaban el análisis.

TABLA 12. Valores de remoción de DBO₅

SEMANA	SFS	SFA	DIFERENCIA	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
1	28	2	26	92,86
2	80	36	44	55,00
3	80	60	20	25,00
6	68	38	30	44,12
8	105	72	33	31,43
9	115	70	45	39,13
10	55	21	34	61,82
11	120	73	47	39,17
12	70	37	33	47,14
13	80	26	54	67,50
14	60	36	24	40,00
18	160	60	100	62,50
19	155	78	77	49,68
20	195	78	117	60,00

Valor Máx	195	78	117	92,86
Valor mín	28	2	20	25
Desv. Estandar	46,55	24,17	29,31	17,31
Media	97,93	49,07	48,86	49,89

Se descartaron las muestras de las semanas 5,7 y 15 por presentar porcentajes de remoción negativos. Las semanas 4,16,17 se eliminaron del análisis ya que los valores que se obtuvieron fueron mayores que los valores de DQO.

TABLA 13. Valores de remoción de Sólidos Suspendidos

SEMANA	SFS	SFA	DIFERENCIA	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
2	96	70	26	27,08
3	55	32	23	41,82
4	109	78	31	28,44
5	23	14	9	39,13
6	177	152	25	14,12
7	170	86	84	49,41
8	114	90	24	21,05
9	98	71	27	27,55
10	80	31	49	61,25
11	104	73	31	29,81
12	74	40	34	45,95
13	32	15	17	53,13
14	35	12	23	65,71
15	122	102	20	16,39
16	169	167	2	1,18
17	184	130	54	29,35
18	133	86	47	35,34
19	105	55	50	47,62
20	102	60	42	41,18
Valor Máx	184	167	54	65,71
Valor mín	23	12	2	1,18
Desv. Estandar	48,35	44,35	18,65	16,47
Media	104,32	71,79	32,53	31,18

Se elimino la muestra de la primera semana por presentar valores de remoción negativos ya que la muestra se tomo dentro del filtro porque no salía agua de la tubería de salida. Por lo tanto la muestra tenia gran cantidad de sólidos.

TABLA 14. Valores de variación de Nitritos

SEMANA	SFS	SFA	VARIACIÓN
1	0,03	0,026	0,004
2	0,094	0,077	0,017
3	0,071	0,055	0,016
4	0,113	0,09	0,023
5	0,03	0,025	0,005
6	0,142	0,123	0,019
7	0,148	0,091	0,057
8	0,114	0,099	0,015
9	0,113	0,094	0,019
10	0,095	0,052	0,043
11	0,124	0,096	0,028
12	0,08	0,051	0,029
13	0,09	0,039	0,051
14	0,064	0,026	0,038
15	0,122	0,098	0,024
16	0,186	0,178	0,008
17	0,165	0,13	0,035
18	0,176	0,124	0,052
19	0,112	0,078	0,034
20	0,096	0,07	0,026

Valor Máx	0,186	0,178	0,057
Valor mín	0,03	0,025	0,004
Desv. Estandar	0,04	0,04	0,02
Media	0,10	0,08	0,03

TABLA 15. Valores de variación de Nitratos

SEMANA	SFS	SFA	VARIACIÓN
1	3,9	4,2	-0,3
2	15,6	13,9	1,7
3	9,7	7,3	2,4
4	24	19,8	4,2
5	4,3	3,6	0,7
6	32,4	29	3,4
7	32,8	18,8	14
8	23,7	20,3	3,4
9	19,9	17,3	2,6
10	19,5	8,3	11,2
11	24,7	19,2	5,5
12	15,7	7,3	8,4
13	18,4	15,6	2,8
14	20,3	11,6	8,7
15	27,5	19,2	8,3
16	33	33	0
17	33	26,5	6,5
18	15,6	13,2	2,4
19	22,6	14,3	8,3
20	22,7	12,7	10

Valor Máx	33	33	14
Valor mín	3,9	3,6	-0,3
Desv. Estandar	8,68	7,88	4,01
Media	20,97	15,76	5,21

TABLA 16. Valores de variación de Alcalinidad

SEMANA	SFS	SFA	VARIACIÓN
1	10,8	8,4	2,4
2	218,4	134,4	84
3	124	159,2	-35,2
4	113,6	131,2	-17,6
5	159,2	180	-20,8
6	189,6	160	29,6
7	221,6	203,2	18,4
8	170,4	90	80,4
9	171,2	180	-8,8
10	33,6	28	5,6
11	240	198	42
12	25	26	-1
13	188	114,6	73,4
14	130,6	118,8	11,8
15	116	138	-22
16	125	130	-5
17	116	115	1
18	206	194	12
19	112	125	-13
20	128	129	-1

Valor Máx	240	203,2	84
Valor mín	10,8	8,4	-35,2
Desv. Estandar	64,39	55,76	34,15
Media	139,95	128,14	11,81

TABLA 17. Valores de variación de Dureza

SEMANA	SFS	SFA	VARIACIÓN
1	39,2	79,2	-40
2	87,2	86,4	0,8
3	107,2	100,8	6,4
4	75,2	81,6	-6,4
5	169,6	178,4	-8,8
6	91,2	152	-60,8
7	118,4	102,4	16
8	80	72,8	7,2
9	98,4	96	2,4
10	103,2	79,2	24
11	89,6	108	-18,4
12	120	138	-18
13	70	81,6	-11,6
14	86,4	112,8	-26,4
15	160,8	184,8	-24
16	132	131	1
17	155,2	166,4	-11,2
18	132,8	134,6	-1,8
19	202	150	52
20	182,4	212,8	-30,4

Valor Máx	202	212,8	52
Valor mín	39,2	79,2	-60,8
Desv. Estandar	41,87	40,99	24,15
Media	115,04	122,44	-7,40

TABLA 18. Valores de variación de Temperatura

SEMANA	SFS	SFA	VARIACIÓN
2	18,3	18,5	-0,2
4	14,7	14,5	0,2
5	15,8	15,2	0,6
6	19,4	19,5	-0,1
7	15,3	15,6	-0,3
8	18,8	18,5	0,3
9	20,2	19,9	0,3
10	17,1	17,6	-0,5
11	19,1	18,9	0,2
12	18,9	18,8	0,1
13	18,7	18,1	0,6
14	14,7	14,5	0,2
15	14,1	13,9	0,2
16	14,9	14,6	0,3
17	14,9	14,6	0,3
18	15,1	14,8	0,3
19	13,8	13,2	0,6
20	15,7	15,5	0,2

Valor Máx	20,2	19,9	0,6
Valor mín	13,8	13,2	-0,5
Desv. Estandar	2,13	2,20	0,30
Media	16,64	16,46	0,18

Se descartaron las muestras de las semanas 1 y 3, ya que los valores obtenidos estaban muy desfasados.

TABLA 19. Valores de variación de pH

SEMANA	SFS	SFA	VARIACIÓN
1	7,26	7,2	0,06
2	7,86	7,49	0,37
3	7,8	7,49	0,31
4	8,08	7,5	0,58
5	7,37	7,19	0,18
6	7,59	7,2	0,39
7	7,36	7,07	0,29
8	7,92	7,68	0,24
9	7,88	7,3	0,58
10	7,25	7,04	0,21
11	7,76	7,28	0,48
13	7,47	7,2	0,27
14	7,5	7,16	0,34
15	7,2	7,06	0,14
16	7,5	7,1	0,4
17	8,05	7,72	0,33
18	7,8	7,43	0,37
19	7,88	7,29	0,59
20	7,26	7,29	-0,03
Valor Máx	8,08	7,72	0,58
Valor mín	7,2	7,04	-0,03
Desv. Estandar	0,29	0,20	0,17
Media	7,62	7,30	0,32

Se descarto la muestra de la semana 12 por presentar un pH muy bajo.

TABLA 20. Valores de variación de Oxígeno Disuelto

SEMANA	SFS	SFA	VARIACIÓN
4	0,08	0,03	0,05
6	0,04	0,03	0,01
8	0,03	0,04	-0,01
9	0,11	0,05	0,06
10	0,02	0,04	-0,02
11	0,05	0,02	0,03
12	0,31	0,12	0,19
14	0,06	0,03	0,03
15	0,03	0,05	-0,02
17	0,3	0,03	0,27
18	0,15	0,08	0,07
19	0,06	0,03	0,03
20	0,15	0,08	0,07

Valor Máx	0,31	0,12	0,27
Valor mín	0,02	0,02	-0,02
Desv. Estandar	0,08	0,03	0,06
Media	0,09	0,05	0,04

A las muestras de las semanas 1 y 2 no se les tomo oxígeno disuelto por no estar el equipo disponible durante estas semanas. Las muestras de las semanas 3,5,7,13 y 16 se descartaron ya que los valores de OD se dispararon porque se midio el oxígeno de la muestra y no directamente del filtro.

TABLA 21. Valores de remoción de Coliformes Totales

MES	SFS	SFA	DIFERENCIA	PORCENTAJE DE REMOCIÓN
1	24000	11000	13000	54,17
2	24000	24000	0	0,00
3	24000	15000	9000	37,50
4	24000	20000	4000	16,67
Valor Máx	24000	24000	13000	54,17
Valor mín	24000	11000	0	0
Desv. Estandar	0,00	5686,24	5686,24	23,69
Media	24000	19667	4333	18.05

TABLA 22. DQO vs DBO₅ (Salida Fosa Séptica)

SEMANA	DQO	DBO₅
1	77	28
2	110	80
3	97	80
4	164	102
6	135	68
7	153	70
8	165	105
9	163	115
10	225	55
11	163	120
12	134	70
13	200	80
14	130	60
15	122	76
16	164	160
17	162	180
18	180	160
19	165	155
20	195	195

Valor Máx	225	195
Valor mín	77	28
Desv. Estandar	36,23	46,86
Media	152,84	103,11

TABLA 23. DQO vs DBO₅ (Salida Filtro Anaerobio)

SEMANA	DQO	DBO₅
1	138	2
2	50	36
3	67	60
4	165	90
5	34	2
6	98	38
7	158	76
8	154	72
9	138	70
10	71	21
11	149	73
12	57	37
13	80	26
14	50	36
15	102	82
16	164	150
17	158	70
18	85	60
19	99	78
20	117	78

Valor Máx	165	150
Valor mín	34	2
Desv. Estandar	43,78	34,32
Media	106,70	57,85

4.3.3 Resultados Generales

TABLA 24. Resultados Generales: Sistema Anaerobio
DQO (mg/l)

Semana	EFS	SFS	SFA	SFArena	Diferencia total sistema	Porcentaje de remoción
1	145	77	138	19	126	86,90
2	182	154	82	28	154	84,62
3	208	97	67	51	157	75,48
5	109	75	34	26	83	76,15
6	97	135	98	37	60	61,86
7	184	153	158	53	131	71,20
8	628	165	154	57	571	90,92
9	167	163	138	77	90	53,89
10	643	225	71	28	615	95,65
11	201	163	149	93	108	53,73
13	350	200	80	30	320	91,43
14	220	130	50	20	200	90,91
15	404	122	102	15	389	96,29
16	200	164	164	117	83	41,50

Valor Máx	643	225	164	117	615	96,29
Valor mín	97	75	34	15	60	41,5
Desv. Estandar	176,45	42,66	43,56	30,58	183,10	17,69
Media	267,00	212,00	120,00	46,50	220,50	83
% Remoción cada unidad		20%	35%	28%		83%

TABLA 25. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

DBO5(mg/lit)

Semana	EFS	SFS	SFA	SFArena	Diferencia total sistema	Porcentaje de remoción
1	54	28	2	12	42	77,78
3	100	80	60	40	60	60,00
4	400	102	90	34	366	91,50
6	48	68	38	32	16	33,33
7	75	70	76	40	35	46,67
8	250	105	72	35	215	86,00
9	55	115	70	33	22	40,00
10	30	55	21	21	9	30,00
12	120	70	37	42	78	65,00
13	120	80	26	6	114	95,00
14	105	60	36	13	92	87,62
15	110	76	82	11	99	90,00
16	195	160	150	82	113	57,95
19	241,2	155	78	38	203,2	84,25

Valor Máx	400	160	150	82	366	95
Valor mín	30	28	2	6	9	30
Desv. Estandar	102,53	36,87	37,15	19,16	98,40	23,02
Media	182,4	142	80	35	105	80
% Remoción cada unidad		22%	34%	24%		80%

TABLA 26. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

Sólidos Suspendidos (mg/lit)

Semana	EFS	SFS	SFA	SFArena	Diferencia total sistema	Porcentaje de remoción
1	62	17	36	13	49	79,03
2	130	96	70	23	107	82,31
3	90	55	32	20	70	77,78
4	105	109	78	23	82	78,10
7	142	170	86	38	104	73,24
8	537	114	90	41	496	92,36
9	68	98	71	39	29	42,65
10	242	80	31	20	222	91,74
11	100	104	73	46	54	54,00
12	77	74	40	31	46	59,74
13	98	32	15	9	89	90,82
14	92	35	12	4	88	95,65
15	404	122	102	22	382	94,55
16	523	169	167	91	432	82,60
18	425	133	86	38	387	91,06
19	426	105	55	24	402	94,37
20	319	102	60	25	294	92,16

Valor Máx	537	170	167	91	496	95,65
Valor mín	62	17	12	4	29	42,65
Desv. Estandar	172,99	43,29	37,68	19,58	163,94	15,58
Media	263,64	87,23	64,94	29,82	196,06	89
% Remoción cada unidad		67%	8%	14%		89%

TABLA 27. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

Nitritos (mg/lit NO₂ – N)

SEMANA	EFS	SFS	SFA	SFArena	DIFERENCIA TOTAL DEL SISTEMA
1	0,07	0,03	0,026	0,026	0,044
2	0,119	0,094	0,077	0,043	0,076
3	0,106	0,071	0,055	0,035	0,071
4	0,064	0,113	0,09	0,046	0,018
5	0,035	0,03	0,025	0,026	0,009
6	0,049	0,142	0,123	0,042	0,007
7	0,127	0,148	0,091	0,048	0,079
8	0,33	0,114	0,099	0,063	0,267
9	0,058	0,113	0,094	0,065	-0,007
10	0,229	0,095	0,052	0,035	0,194
11	0,07	0,124	0,096	0,075	-0,005
12	0,08	0,08	0,051	0,052	0,028
13	0,084	0,09	0,039	0,06	0,024
14	0,085	0,064	0,026	0,046	0,039
15	0,225	0,122	0,098	0,051	0,174
16	0,385	0,186	0,178	0,108	0,277
17	0,32	0,165	0,13	0,059	0,261
18	0,35	0,176	0,124	0,084	0,266
19	0,223	0,112	0,078	0,054	0,169
20	0,23	0,096	0,07	0,044	0,186
Valor Máx	0,385	0,186	0,178	0,108	0,277
Valor mín	0,035	0,03	0,025	0,026	-0,007
Desv. Estandar	0,11	0,04	0,04	0,02	0,10
Media	0,16	0,11	0,08	0,05	0,11

TABLA 28. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

Nitratos (mg/lit NO₃ – N)

SEMANA	EFS	SFS	SFA	SFArena	DIFERENCIA TOTAL DEL SISTEMA
1	10	3,9	4,2	4,1	5,9
2	20,1	15,6	13,9	6,1	14
3	15,6	9,7	7,3	4,9	10,7
4	9,2	24	19,8	7,1	2,1
5	4,8	4,3	3,6	3,7	1,1
6	6,5	32,4	29	72	-65,5
7	20,9	32,8	18,8	7,9	13
8	33	23,7	20,3	11,4	21,6
9	7,5	19,9	17,3	11,3	-3,8
10	59,6	19,5	8,3	4,9	54,7
11	9,9	24,7	19,2	13	-3,1
12	13,3	15,7	7,3	7,9	5,4
13	10	18,4	15,6	7,1	2,9
14	24	20,3	11,6	19,8	4,2
15	33	27,5	19,2	6,5	26,5
16	33	33	33	23,7	9,3
17	33	33	26,5	11	22
18	20,1	15,6	13,2	9,8	10,3
19	33	22,6	14,3	11	22
20	33,2	22,7	12,7	6	27,2
Valor Máx	59,6	33	33	72	54,7
Valor mín	4,8	3,9	3,6	3,7	-65,5
Desv. Estandar	13,79	8,68	7,88	14,90	22,15
Media	23,14	20,97	15,76	12,46	9,03

TABLA 29. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

Alcalinidad (mg/lit CaCO₃)

SEMANA	EFS	SFS	SFA	SFArena	DIFERENCIA TOTAL DEL SISTEMA
1	33,6	10,8	8,4	11,2	22,4
2	89,6	218,4	134,4	81,6	8
3	164	124	159,2	133,6	30,4
4	127,2	113,6	131,2	109,6	17,6
5	120,4	159,2	180	198,4	-78
6	178,4	189,6	160	228,8	-50,4
7	173,6	221,6	203,2	222,4	-48,8
8	109,6	170,4	90	199,2	-89,6
9	196,8	171,2	180	168	28,8
10	33,6	33,6	28	24,8	8,8
11	246	240	198	214	32
12	27	25	26	30	-3
13	102	188	114,6	112,8	-10,8
14	250	130,6	118,8	222,6	27,4
15	172	116	138	120	52
16	90	125	130	131	-41
17	160	116	115	130	30
18	210	206	194	120	90
19	454	112	125	127	327
20	220	128	129	114	106
Valor Máx	454	240	203,2	228,8	327
Valor mín	27	10,8	8,4	11,2	-89,6
Desv. Estandar	96,80	64,39	55,76	66,12	87,26
Media	157,89	139,95	128,14	134,95	22,94

TABLA 30. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

Dureza (mg/lit CaCO₃)

SEMANA	EFS	SFS	SFA	SFArena	DIFERENCIA TOTAL DEL SISTEMA
1	42,4	39,2	79,2	86,4	-36,8
2	65,6	87,2	86,4	158,4	-20,8
3	116,8	107,2	100,8	93,6	16
4	71,2	75,2	81,6	112,8	-10,4
5	184	169,6	178,4	187,2	5,6
6	102,4	91,2	152	96	-49,6
7	134,4	118,4	102,4	104,8	32
8	79,2	80	72,8	84,6	6,4
9	101,6	98,4	96	85,6	5,6
10	122,4	103,2	79,2	130,4	43,2
11	79,2	89,6	108	109,6	-28,8
12	154	120	138	114	16
13	85	70	81,6	116	3,4
14	98,4	86,4	112,8	83,2	-14,4
15	168	160,8	184,8	174,4	-16,8
16	191	132	131	139	60
17	168	155,2	166,4	184	1,6
18	193	132,8	134,6	120	58,4
19	336	202	150	142	186
20	190	182,4	212,8	205,6	-22,8
Valor Máx	336	202	212,8	205,6	186
Valor mín	42,4	39,2	79,2	83,2	-49,6
Desv. Estandar	66,90	41,87	40,99	37,80	50,57
Media	134,13	115,04	122,44	126,38	11,69

TABLA 31. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

Temperatura (°C)

SEMANA	EFS	SFS	SFA	SFArena	DIFERENCIA TOTAL DEL SISTEMA
1	18,2	16,9	15,9	17,4	0,8
2	19,2	18,3	18,5	18,4	0,8
4	15,3	14,7	14,5	14	1,3
5	15,4	15,8	15,2	15,3	0,1
6	20,3	19,4	19,5	19,8	0,5
7	17,9	15,3	15,6	15	2,9
8	19	18,8	18,5	18,4	0,6
9	20,1	20,2	19,9	19,7	0,4
10	17,4	17,1	17,6	17,4	0
11	19,3	19,1	18,9	18,9	0,4
12	19	18,9	18,8	18,7	0,3
13	19,8	18,7	18,1	19,7	0,1
14	15,3	14,7	14,5	14	1,3
15	15,1	14,1	13,9	13,4	1,7
16	14,8	14,9	14,6	14	0,8
17	15	14,9	14,6	14,4	0,6
18	15,2	15,1	14,8	14,7	0,5
19	13,6	13,8	13,2	12,6	1
20	15,6	15,7	15,5	14,8	0,8

Valor Máx	20,3	20,2	19,9	19,8	2,9
Valor mín	13,6	13,8	13,2	12,6	0
Desv. Estandar	2,19	2,07	2,15	2,45	0,68
Media	17,13	16,65	16,43	16,35	0,78

TABLA 32. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

pH

SEMANA	EFS	SFS	SFA	SFArena	DIFERENCIA TOTAL DEL SISTEMA
1	7,47	7,26	7,2	7,16	0,31
2	7,85	7,86	7,49	7,11	0,74
3	7,92	7,8	7,49	7,31	0,61
4	7,79	8,08	7,5	7,16	0,63
5	6,93	7,37	7,19	7,23	-0,3
6	8,05	7,59	7,2	7,16	0,89
7	7,48	7,36	7,07	7,1	0,38
8	7,82	7,92	7,68	7,18	0,64
9	8,1	7,88	7,3	7,27	0,83
10	7,83	7,25	7,04	7,14	0,69
11	7,09	7,76	7,28	7,21	-0,12
13	7,81	7,47	7,2	7,07	0,74
14	7,79	7,5	7,16	8,08	-0,29
15	8,12	7,2	7,06	6,97	1,15
16	7,8	7,5	7,1	7,05	0,75
17	8,04	8,05	7,72	7,24	0,8
18	7,92	7,8	7,43	7,35	0,57
19	7	7,88	7,29	7,18	-0,18
20	7,3	7,26	7,29	7,15	0,15

Valor Máx	8,12	8,08	7,72	8,08	0,89
Valor mín	6,93	7,2	7,04	6,97	-0,3
Desv. Estandar	0,37	0,29	0,20	0,23	0,43
Media	7,69	7,62	7,30	7,22	0,47

TABLA 33. Resultados Generales: Sistema Anaerobio

Oxígeno Disuelto (mg/l)

SEMANA	EFS	SFS	SFA	SFArena	DIFERENCIA TOTAL DEL SISTEMA
3	0,6	0,8	0,85	0,45	0,15
4	0,34	0,08	0,03	0,05	0,29
5	0,11	0,3	1,42	0,33	-0,22
6	0,06	0,04	0,03	0,06	0
7	1,05	0,41	0,91	0,48	0,57
8	0,3	0,03	0,04	0,04	0,26
9	0,62	0,11	0,05	0,07	0,55
10	0,07	0,02	0,04	0,03	0,04
11	0,83	0,05	0,02	0,08	0,75
12	0,4	0,31	0,12	0,06	0,34
13	0,34	0,48	0,91	0,44	-0,1
14	0,34	0,06	0,03	0,04	0,3
15	0,22	0,03	0,05	0,08	0,14
16	0,66	0,02	0,71	0,06	0,6
17	0,11	0,03	0,03	0,65	-0,54
18	0,3	0,15	0,08	0,06	0,24
19	0,2	0,06	0,03	0,04	0,16
20	0,2	0,15	0,08	0,05	0,15

Valor Máx	1,05	0,8	1,42	0,65	0,75
Valor mín	0,06	0,02	0,02	0,03	-0,54
Desv. Estandar	0,28	0,21	0,44	0,20	0,31
Media	0,38	0,17	0,30	0,17	0,20

TABLA 34. Resultados Generales: Sistema Anaerobio**Coliformes Totales(NMP Coliformes totales/ml)**

Mes	EFS	SFS	SFA	SFArena	Diferencia total sistema	Porcentaje de Remoción
1	24000	24000	11000	1500	22500	93,75
3	24000	24000	15000	3000	21000	87,5
4	24000	24000	20000	2500	21500	89,58
Valor Máx	24000	24000	20000	3000	22500	93,75
Valor mín	24000	24000	11000	1500	21000	87,5
Desv. Estandar	0,00	0,00	4509,25	763,76	763,76	3,18
Media	24000	24000	15333	2333	21667	90,28

4.4 ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.4.1 Resultados Específicos

DQO

Los valores de remoción de DQO son muy variables durante las 20 semanas que se trabajó; la mayor remoción del filtro fue de 68.44% y la menor remoción fue de 15.34%, el valor promedio de remoción fue de 45.32%. En la semana 16 se hizo un lavado al filtro, ya que este estaba colmatado. La remoción promedio antes del lavado fue de 43.89% y después del lavado de 44.26% lo que nos indica que era necesario este lavado para que el filtro mejore su proceso de degradación de la materia orgánica. La desviación estándar promedio fue de 17.33, esto nos muestra que la unidad tuvo un buen comportamiento ante las variaciones que se presentaron durante el periodo de evaluación.

DBO₅

La remoción promedio de la DBO₅ fue de 49.89. La mayor remoción fue de 92.86% y la menor de 25%, como se puede observar se presentan grandes variaciones lo cual puede ser debido a que algunos compuestos que están entrando al sistema inhiben la actividad de los microorganismos provocando un descenso en el desarrollo de procesos de degradación biológica de la materia orgánica. La desviación estándar fue de 17.31 con lo cual podemos afirmar que no se obtuvieron grandes variaciones que afectaran la eficiencia del filtro.

Sólidos Suspendidos

El valor medio de remoción de sólidos suspendidos fue de 31.18%. La mayor remoción que se obtuvo del filtro fue de 65.71% y la menor remoción de 1.18%. Se debe tener en cuenta que la mayoría de los sólidos suspendidos son removidos por la fosa séptica. La desviación estándar fue de 16.47, la cual es baja por lo que nos indica que no se presentaron mayores variaciones dentro del filtro.

Nitritos y Nitratos

El valor medio de nitritos en la salida de la fosa séptica fue de 0.10 mg/lit NO₂ – N y en la salida del filtro anaerobio de 0.08 mg/lit NO₂ – N, con una variación media de 0.03 mg/lit NO₂ – N. En cuanto a nitratos se obtuvieron valores a la salida de la fosa séptica de 20.97 mg/lit NO₃ – N y a la salida del filtro anaerobio de 15.76 mg/lit NO₃ – N, con una variación media de 5.21 mg/lit NO₃ – N.

Comparando los valores que se presentan en la salida de la fosa séptica con los valores de la salida del filtro anaerobio podemos notar que hay una disminución tanto de nitritos como de nitratos dentro del reactor lo cual puede estar asociado con la transformación del nitrógeno dentro del reactor lo que significa que las bacterias están realizando un adecuado proceso de desnitrificación.

Oxígeno Disuelto

En el filtro anaerobio se obtuvo un valor promedio de oxígeno disuelto de 0.1mg/lit en la salida de la fosa séptica y de 0.04mg/lit en la salida del filtro anaerobio lo cual nos indica que el filtro está funcionando adecuadamente en condiciones anaerobias.

Alcalinidad y Dureza

En cuanto a alcalinidad se obtuvieron valores medios de 139.95mg/lit de CaCO_3 y 128.14 mg/lit de CaCO_3 , a la salida de la fosa séptica y la salida del filtro anaerobio respectivamente, como se puede observar la alcalinidad está disminuyendo, lo cual nos indica que está sirviendo como un amortiguador de las variaciones de PH que se presentan en el filtro.

Los valores promedio de dureza fueron de 115.04 mg/lit de CaCO_3 en la salida de la fosa séptica y de 122.44 mg/lit de CaCO_3 en la salida del filtro anaerobio, clasificando al agua como medianamente dura ya que se encuentra en el rango de 100 - 200 mg/lit de CaCO_3 .

Temperatura

La temperatura media en la salida de la fosa séptica fue de 16.64°C y de 16.46°C a la salida del filtro anaerobio, lo cual nos muestra que las temperaturas son bajas

para este tipo de tratamiento; lo que está influyendo en el comportamiento de la acción depuradora de los microorganismos.

pH

Los valores de pH durante las semanas de ensayos fueron constantes; obteniéndose una media de 7.62 a la salida de la fosa séptica y de 7.3 a la salida del filtro anaerobio, lo cual nos muestra que el pH se mantuvo en un rango adecuado para el funcionamiento del filtro. Aunque se puede observar que el PH disminuye esto no afectó la acción de las bacterias acetogénicas encargadas del adecuado funcionamiento del filtro, debido a que las aguas residuales que estamos tratando tienen una alta alcalinidad que sirve para regular el PH ante una gran variación que pueda presentarse.

Coliformes Totales

La remoción media que se presenta dentro del filtro anaerobio es de 36% y aunque el funcionamiento del filtro no depende de este parámetro, nos determina la presencia de patógenos dentro del agua que estamos tratando.

4.4.2 Resultados Generales

DQO

La remoción total del sistema anaerobio en cuanto a DQO es del 83%. De este porcentaje, el 20% corresponde a la fosa séptica; el 35% al filtro anaerobio y el 28% al filtro en arena. Estos valores nos indican un comportamiento óptimo del sistema en conjunto, en cuanto a remoción de materia orgánica. Además se verifica el importante papel que desempeña el filtro anaerobio como tratamiento secundario y el filtro en arena como tratamiento terciario, complementando el trabajo del filtro anaerobio e incrementando su eficiencia. El sistema anaerobio presenta una desviación estándar de 17.69 que hace representativa la eficiencia del sistema, por lo que las variaciones a través del periodo de evaluación fueron bajas.

DBO₅

La remoción de materia orgánica biodegradable que presenta el sistema es del 80%. Este valor llena las expectativas que se tienen en torno a la línea de tratamiento anaerobio. Por lo tanto, se puede decir que la eficiencia alcanzada por el sistema con relación a este parámetro es bastante satisfactoria. Ahora bien, de esta eficiencia, el 22% corresponde a la fosa séptica; el 34% al filtro anaerobio y el 24% al filtro en arena. Estos resultados permiten confirmar al igual que en el caso de la DQO, el adecuado funcionamiento de los tratamientos secundario y terciario

en cuanto a remoción de materia orgánica biodegradable, que es el principal objetivo de este tipo de tratamientos. Además se puede apreciar que el filtro anaerobio y el filtro en arena trabajando en conjunto alcanzan una eficiencia del 70% sobre la remoción total del sistema, con respecto a la eliminación de materia orgánica biodegradable. Se presentó una desviación estándar de 23.02, que es un valor bajo, entonces se puede decir que las eficiencias alcanzadas en el sistema anaerobio durante el tiempo de estudio son representativas y confiables.

Sólidos Suspendidos

El sistema presenta una remoción total de sólidos suspendidos del 89% cumpliendo la fosa séptica de una manera excelente con su papel de tratamiento primario al encargarse del 67% de la remoción de sólidos suspendidos. Las eficiencias de las otras unidades de tratamiento con respecto a este parámetro son del 8% en el filtro anaerobio y del 14% en el filtro en arena, que son adecuadas puesto que la eliminación de sólidos suspendidos no es la función principal de los tratamientos secundario y terciario. La desviación estándar fue de 15.58, que es bajo con lo que rectifica que el sistema tiene un buen desempeño.

Nitritos y Nitratos

Los nitritos se disminuyeron durante el proceso; presentando valores medios de 0.16 mg/lt NO₂ – N a la entrada del sistema y 0.05 mg/lt NO₂ - N a la salida del mismo. Los nitratos se comportaron de la misma manera con valores medio de 23.14 mg/lt NO₃ – N y 12.46 mg/lt NO₃ – N, a la entrada y salida del sistema

respectivamente. Con estos datos podemos observar que se presentó el proceso de desnitrificación. En este caso, se habla de desnitrificación, debido a las condiciones anaerobias en que trabaja el sistema de tratamiento, siendo la concentración de oxígeno disuelto inferior a 1 mg/lit.

Alcalinidad

El sistema anaerobio presentó una alcalinidad promedio de 157.89 mg/lit CaCO_3 a la entrada y 134.95 mg/lit CaCO_3 a la salida, los valores de este parámetro se encuentran dentro del rango de aguas residuales domésticas. La disminución de los valores de alcalinidad que se presentan en la entrada respecto a la salida del sistema, nos indican que este parámetro actúa como amortiguador ante disminuciones de pH causadas por la llegada de sustancias ácidas en el agua.

Temperatura

Las temperaturas de las aguas residuales que se presentaron en el sistema estuvieron en un rango de 12.6°C a 20.3°C. Estos valores no son óptimos para el buen desempeño de los procesos biológicos anaerobios de degradación de la materia orgánica, puesto que requieren temperaturas entre los 25°C y 35°C.

pH

El pH del sistema tiene valores que oscilan entre 6.93 – 8.12, cumpliendo con el rango de pH para las aguas residuales domésticas el cual se encuentra entre 6.5 – 8.5. En general, durante el periodo de estudio, el pH del agua se mantuvo estable, debido en gran parte a la alcalinidad, la cual evita variaciones bruscas de este parámetro, ante el posible ingreso de sustancias ácidas.

Oxígeno Disuelto

Los valores obtenidos de oxígeno disuelto fueron de 0.38 mg/lit a la entrada del sistema y 0.17mg/lit a la salida del mismo, con estos datos podemos afirmar que el proceso está trabajando en las condiciones anaerobias requeridas.

Coliformes Totales

Se obtuvo una remoción media de 90.28%, lo que significa que se está realizando una buena remoción en cuanto a este parámetro aunque nuestro sistema no tiene como objetivo la eliminación bacteriológica.

Dureza

Según los valores obtenidos de este parámetro (39.2 – 212.8), podemos clasificar el agua residual que se está tratando, como agua medianamente dura, lo que nos indica que es fácilmente tratable.

5. CONCLUSIONES

5.1 CONCLUSIONES ESPECIFICAS FILTRO ANAEROBIO

- El filtro anaerobio presenta remociones de DQO, DBO₅ y sólidos suspendidos de 45.32%, 49.89% y 31.18 respectivamente. La remoción de estos tres parámetros están bajos lo cual se puede deber a la enorme variación de parámetros como la temperatura que influye significativamente en los procesos anaerobios afectando su eficiencia.
- Para entrar a evaluar realmente la eficiencia de un proceso anaerobio es muy importante de que este haya alcanzado la madurez completamente; puesto que al no haber la biomasa requerida y adecuada la degradación de la materia orgánica puede ser ineficiente presentándose de este modo una pobre remoción.
- El filtro anaerobio es un buen clarificador de agua turbia; si este se encuentra en un estado limpio, es decir no colmatado de fangos. En caso contrario hay desprendimiento espontaneo de biopelícula aumentándose la turbiedad en el agua lo cual es apreciable a simple vista.

- El PH que se presenta en la unidad esta próximo a la situación neutra lo que es favorable. Así mismo los valores de alcalinidad se encuentra dentro del rango de las aguas residuales lo que lo hace servir como tampón si se presenta una variación muy grande del PH.
- El parámetro de dureza obtenido es de 115.04 a la entrada del filtro y 122.44mg/lit de CaCO₃ a la salida del mismo, clasificando el agua residual como medianamente dura encontrándose dentro del rango de 100 – 200, mg/lit CaCO₃, concluyendo que es un agua fácilmente tratable.
- El oxígeno disuelto en el filtro es muy bajo (0.02 - 0.35mg/lit) lo cual muestra que el proceso se encuentra en anaerobiosis.
- Hay que tener en cuenta que los componentes internos del filtro desempeñan la función más significativa, ya que un pésimo funcionamiento de los mismos altera notablemente la eficiencia de la unidad. Por esto dichos componentes deben ser revisados y controlados continuamente.
- Para obtener resultados óptimos en el funcionamiento del proceso es necesario e indispensable hacer un buen mantenimiento de la unidad, retirando las natas, limpieza de los orificios de la tubería de recolección del agua tratada, limpieza de las paredes interiores del borde libre del filtro y cuando se presente colmatación del filtro hacer el lavado de este por descargas de agua.

5.2 CONCLUSIONES GENERALES DEL SISTEMA

- Las eficiencias alcanzadas por el sistema de tratamiento anaerobio en cuanto a la eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos son óptimas, ya que cumplen con los requerimientos del decreto 1594 de 1984, el cual estipula que todo vertimiento a un cuerpo de agua, para un usuario nuevo debe cumplir con una remoción de sólidos suspendidos y de DBO_5 mayor o igual al 80% en carga. Los resultados obtenidos cumplen con esta normatividad presentando el sistema una remoción de sólidos suspendidos del 89% y de DBO_5 del 80%, además de una remoción de DQO del 83%. Se concluye que se ha alcanzado satisfactoriamente el objetivo propuesto en esta investigación consistente en verificar el adecuado funcionamiento del sistema anaerobio, aun en condiciones de temperatura que no favorecen el proceso, como en el caso de nuestro medio. Hay que destacar además el excelente desempeño de la fosa séptica mejorada como tratamiento primario, habiendo realizado esta la mayor parte de la eliminación de partículas sólidas y el importante papel que cumplieron el filtro anaerobio y el filtro en arena en la remoción de materia orgánica. Con respecto a este último aspecto, es importante concluir que la labor que ha desempeñado el filtro en arena como tratamiento complementario al filtro anaerobio es fundamental, ya que aumento su eficiencia y apporto en buen grado en la eliminación de materia orgánica. Por lo tanto, se puede recomendar la adopción del filtro en arena, aun como sustituto de un decantador secundario, la cual es una opción mas usual.

- Para obtener resultados óptimos en el tratamiento de las aguas residuales domésticas es indispensable llevar a cabo una adecuada operación y mantenimiento de las unidades del sistema anaerobio.
- El pH del agua tuvo variaciones muy pequeñas oscilando cerca del punto neutro; presentándose variaciones menores de 2 unidades de pH, con lo que se puede afirmar que el pH fue siempre constante.
- Es importante hacer una caracterización previa del agua residual a analizar, ya que con esto se puede establecer los rangos adecuados de trabajo; evitándose de este modo una serie de inconvenientes.
- La presencia de nitritos o nitratos en una corriente de agua es un indicativo de que tanto ha avanzado la descomposición de la materia nitrogenada.
- Con la realización de esta investigación se confirma que este sistema anaerobio si tiene un buen desempeño en la depuración de aguas residuales de pequeñas comunidades, siendo económico y eficiente.

6. RECOMENDACIONES

6.1 RECOMENDACIONES ESPECIFICAS

- Es importante realizar una buena toma de muestras ya que de esto depende obtener unos buenos resultados.
- Se debe realizar un control adecuado cuando se realice limpieza en los baños del Instituto SANTO ANGEL, ya que en esta limpieza se puede utilizar cloro lo que puede provocar la muerte de las bacterias encargadas de la depuración de las aguas que se están tratando.
- Después de realizar el lavado del filtro se debe esperar a que la biopelícula se regenere nuevamente para obtener un buen desarrollo de la actividad bacterial para la depuración de las aguas residuales.
- El oxígeno disuelto del filtro anaerobio se debe medir directamente del filtro ya que al tomarlo de la muestra se producen grandes variaciones lo que genera la obtención de valores no representativos.

- Colocar piezómetros para medir la colmatación del filtro y poder realizar el lavado de este cuando sea necesario.
- El lavado del filtro se debe hacer con descargas de agua y el material no se debe raspar o sacarlo para lavarlo ya que con esto se estarían matando todas las bacterias que realizan los procesos de depuración.
- Se debe analizar la posibilidad de adecuar un decantador secundario a la salida del filtro anaerobio, esto para ver si se obtienen mejores resultados en la remoción de materia orgánica.

6.2 RECOMENDACIONES GENERALES

- Los ensayos de DQO se deben trabajar en bajo rango, con excepción de la muestra de la fosa séptica que se trabaja en alto rango. Esto debido a que si se trabaja en alto rango los resultados obtenidos no son representativos.
- Realizar un correcto y oportuno mantenimiento de la cajilla de recolección de aguas residuales, así como de las rejillas dispuestas en esta, ya que si se llenan de material pueden provocar grandes obstrucciones en la tubería de conducción.

- Cuando se realice la limpieza en el Instituto SANTO ANGEL se debe desconectar la tubería de llegada al sistema, con el fin de evitar la entrada de agua potable, la cual puede afectar considerablemente el funcionamiento adecuado del sistema.
- Se debe analizar la posibilidad de realizar muestreos integrados, con lo cual se puede obtener una mejor caracterización de las aguas residuales que se están tratando.
- Es indispensable la utilización de trazadores en todas las unidades de tratamiento del sistema, con el fin de determinar el tiempo real de retención, tiempo necesario a dejar entre la toma de muestras a la entrada y salida de cada unidad.

BIBLIOGRAFIA

ROMERO ROJAS, Jairo Alberto. Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño. Bogotá : Escuela Colombiana de Ingeniería, 1999. 320 p.

MASKEW FAIR, Gordon. Abastecimiento de aguas y remoción de aguas residuales. México : AID, 1968. 574 p.

METCALF y EDDY, Inc. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. España : Mc Graw Hill. 1991.

CALDERON, John. ZAMBRANO, Napoleon. Saneamiento ambiental. Popayan : Universidad del Cauca. Facultad de Ingeniería. 1997.

SALAZAR ARIAS, Alvaro. Contaminación de recursos hídricos modelos y control. Medellín. 1996.

SALAZAR CANO, Roberto. Ingeniería ambiental. Universidad de Nariño. 2000.

CRITES, Ron. TCHOBANOGLUS, George. Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Colombia : Mc Graw Hill. 2000. 1043 p.

VALENCIA MONTOYA, Guillermo. Características de aguas residuales y lodos. Lima: CEPIS. 1976. 130p.

CHANG WONG, Alicia. Tratamiento de aguas residuales. Lima: CEPIS. 1992. 62p.

MOREIRA ESQUIVEL, Fernando. Tratamiento de aguas residuales en reactor anaeróbico de flujo ascendente y filtro percolador. San José. 1990. 62p.

CANO, Armando J. CREUS, Ricardo. HERNANDEZ, Vladimir. Evaluación de la eficiencia del módulo séptico – filtro anaerobio en el tratamiento de residuales líquidos urbanos. Cuba. 1995. 701p.

[http/ www.cepis.ops-oms.org](http://www.cepis.ops-oms.org)

[http/ www.edomexico.gob.mx/ss/quimica.htm](http://www.edomexico.gob.mx/ss/quimica.htm)

[http/ www.elnuevodiario.com](http://www.elnuevodiario.com)

[http/ www.sanmateo.cl](http://www.sanmateo.cl)

[http/ www.cna.gob.mx](http://www.cna.gob.mx)

[http/ www.sidecar.cl](http://www.sidecar.cl)

[http/ www.aquaproecuador.com](http://www.aquaproecuador.com)

[http/ www.fumec.org.mx](http://www.fumec.org.mx)

[http/ www.tanswer.cl/TA/uasb.htm](http://www.tanswer.cl/TA/uasb.htm)