

I. INTRODUCCION

La investigación es un recurso necesario que debe aplicarse en el desarrollo de todos los proyectos tendientes a mejorar las condiciones de efluentes líquidos residuales y usos del suelo, mejorando así la calidad de los mismos; lo anterior redundará en la obtención de productos agrícolas de buena calidad, como en la salud de los habitantes de zonas urbanas y rurales.

El incremento de volúmenes cada vez mayores de agua residual en los núcleos urbanos e industriales del país, ha dado origen a diversos estudios sobre control y prevención de la contaminación tendientes a solucionar los crecientes problemas, entre otros el que presenta la contaminación de cuerpos receptores de agua, misma que proviene de los diferentes usos del agua tanto municipal como industrial.

Los limitantes de agua hacen necesario diseñar modelos para aprovechar el recurso agua residual con fines agroecológicos para obtener un óptimo aprovechamiento de las cualidades fertilizantes del agua residual y los subproductos a obtenerse, sin causar problemas de contaminación de suelos y transmisión de sustancias tóxicas a través de la cadena alimenticia.

La escasez de agua debida a la poca disponibilidad, los aspectos económicos para la explotación de nueva fuentes de abastecimiento de agua de buena calidad y paralelamente a esto los serios aspectos de la disposición de agua residual; son contemplados en este proyecto para fundamentar técnicamente la aplicación de aguas residuales en la agricultura.

El aprovechamiento del recurso -agua residual- en zonas de

riego de México ha permitido incrementar la productividad en algunos cultivos, más no por ello es posible generalizar las cualidades benéficas de este aprovechamiento, ya que también han sido detectados serios problemas de afectación agrícola derivados en general del desconocimiento de las características del agua y de las técnicas de utilización de tales recursos.

Es por ello que el presente proyecto enfoca la aplicación del agua residual en la agricultura con tratamiento previo por medio de sistemas baratos y fáciles de operar, incluyendo los efectos en el suelo y productividad de forma tal que se minimicen los efectos adversos, permitiendo el uso y manejo del agua residual con el máximo aprovechamiento de las características fisicoquímicas que poseen.

Objetivo general

El propósito de esta investigación fue diseñar una planta de tratamiento para las aguas residuales domésticas provenientes de la localidad de Marín, en función de la carga orgánica y sólidos totales para reuso como agua de riego agrícola. Con el diseño obtenido la reutilización de las aguas puede ser para riego de jardines, plazas, campos deportivos, campos de cultivos; para riego de cultivos de ciclo corto; para riego en cultivos bianuales. etc.

Hipótesis

Con los resultados obtenidos de la caracterización del agua

residual doméstica y con la utilización de la estructura existente en el área de estudio, es posible proyectar, diseñar, y construir una planta de tratamiento para aguas residuales domésticas y que este contemplada dentro de las recomendaciones en la aplicación de la ley para preservación del ambiente y uso del suelo.

II. REVISION DE LITERATURA

2.1. Leyes gubernamentales en materia del uso del agua

2.1.1. Ley federal de derechos en materia de agua.

La ley federal de derechos en materia de agua establece lo siguiente: en el Capítulo XIV referente al derecho por uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales.

Artículo 276.

Están obligados a pagar el derecho por uso o aprovechamiento de bienes del dominio público de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, las personas físicas o morales que descarguen en forma permanente, intermitente o fortuita aguas residuales por arriba de las concentraciones permisibles conforme a la normatividad vigente en ríos, cuencas, cauces, vasos, aguas marinas y demás depósitos o corrientes de agua, así como los que descarguen aguas residuales a los suelos o las infiltren en terrenos que sean bienes nacionales.

El pago de los derechos a que se refiere el presente capítulo es independiente del cumplimiento de lo dispuesto en la "Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente".

Artículo 277.

Para los efectos de la presente ley se consideran:

I. Aguas residuales: los líquidos de composición variada provenientes de los usos domésticos, incluyendo fraccionamientos,

agropecuarios, industrial, comercial, de servicios o de cualquier otros uso, que por este motivo hayan sufrido degradación de su calidad original.

II. Demanda química de oxígeno: medida de control de calidad del agua, que corresponde a la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la fracción orgánica de una muestra susceptible de degradación por medio de un oxidante fuerte en medio de ácido, que conforme a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, antes de la descarga a un cuerpo receptor, debe ajustarse a los máximos permisibles contenidos en las normas técnicas ecológicas y condiciones particulares de descarga fijadas por la autoridad competente, y que se miden conforme a las normas oficiales expedidas por la misma.

III. Sólidos suspendidos totales: medida de control de la calidad del agua, que corresponde al contenido de partículas orgánicas o inorgánicas suspendidas en el agua con un diámetro mayor de una micra, que pueden ser sedimentadas por acción de la gravedad, que conforme a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, antes de la descarga a un cuerpo receptor, deben ajustarse a los máximos permisibles contenidos en las normas técnicas ecológicas y condiciones particulares de descargas fijadas por la autoridad competente y que se miden conforme a las normas oficiales expedidas por la misma.

IV. Medida de control de la calidad del agua, que corresponde al contenido de partículas orgánicas o inorgánicas suspendidas en el agua con un diámetro mayor de una micra, que pueden ser

sedimentadas por acción de la gravedad, que conforme a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, antes de la descarga a un cuerpo receptor, deben ajustarse a los máximos permisibles contenidos en las normas técnicas ecológicas y condiciones particulares de descarga fijadas por la autoridad competente, y que se miden conforme a las normas oficiales expedidas por la misma.

V. La acción de verter aguas residuales a un cuerpo receptor, cuando dicho cuerpo es un bien del "dominio público de la Nación".
Artículo 281.

Los usuarios del derecho federal a que se refiere el presente capítulo, determinarán el monto que deberán cubrir al aplicar las cuotas a que se refieren los artículos anteriores conforme a lo siguiente:

I.- Deberán colocar medidores totalizadores o de registro continuo o intermitente en cada una de las descargas de agua residual que efectúen en forma permanente, cuando la descarga sea igual o mayor a 3,000 metros cúbicos en un mes calendario.

II.- Cuando el caudal de descarga sea continuo y menor de 3,000 metros cúbicos en un mes calendario, el usuario podrá optar entre poner medidores o efectuará cada mes bajo su responsabilidad la medición de cuatro muestras instantáneas realizadas con intervalos de seis horas, medición que se deberá indicar bajo protesta de decir verdad en su declaración.

Los análisis o métodos de prueba a que se refiere el párrafo anterior, se ajustarán a las normas que al efecto haya expedido o

expida y se hayan publicado o se publiquen en el Diario Oficial de la Federación, por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, de acuerdo a lo dispuesto en la ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

III.- Cuando la descarga sea fortuita o cuando sea intermitente inferior a 3,000 metros cúbicos por mes, el usuario aforará el volumen descargado en cada ocasión, medición que se deberá indicar bajo protesta de decir verdad en la declaración respectiva.

Artículo 282.

No estarán obligados al pago del derecho federal a que se refiere el presente capítulo:

I. Los usuarios que cumplan con las normas técnicas ecológicas o las condiciones particulares de descargas de aguas residuales, en su caso, en los términos de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.

II. Los usuarios a quienes no se les hayan fijado normas de concentración máximas permisibles en su descarga, pero que la concentración promedio de demanda química de oxígeno en su descarga sea igual o inferior a 300 miligramos por litro y la concentración de sólidos suspendidos totales sea igual o inferior a 30 miligramos por litro.

Por otra parte, la fracción IX del Artículo Vigésimo Noveno Sobre las Disposiciones de Vigencia Anual, estipula que:

El Distrito Federal, los Estados, Municipios y las Entidades Paraestatales que presenten servicios de agua potable y

alcantarillado no pagarán el derecho por el uso y aprovechamiento de bienes del dominio de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, durante 1991 y 1992, cuando se inscriban en el registro que llevará la Comisión Nacional del Agua, respecto de las personas que se acojan a los programas de fomento de construcción de sistemas de tratamiento instituidos por el Gobierno Federal y que demuestran a dicha Comisión que con la inversión iniciada o por realizar cumplen con las condiciones de descarga que fije la Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología. (Comisión Nacional del Agua, 1991).

2.1.2. Ley del equilibrio ecológico y la protección al ambiente del Estado de Nuevo León y su Reglamento.

En el Estado de Nuevo León existe la ley del equilibrio ecológico y la protección al ambiente, que establece lo siguiente: en su Capítulo II relacionado Prevención y control de la contaminación del agua y de los ecosistemas acuáticos.

Artículo 52.

Para la prevención y control de la contaminación del agua corresponderá al Gobierno del Estado en el ámbito de su competencia.

I. Vigilar el cumplimiento de las normas técnicas para el vertimiento de las normas de las aguas residuales en redes recolectoras, cuencas, cauces, vasos y demás depósitos o corrientes de agua, así como su infiltración en terrenos;

alcantarillado no pagarán el derecho por el uso y aprovechamiento de bienes del dominio de la Nación como cuerpos receptores de las descargas de aguas residuales, durante 1991 y 1992, cuando se inscriban en el registro que llevará la Comisión Nacional del Agua, respecto de las personas que se acojan a los programas de fomento de construcción de sistemas de tratamiento instituidos por el Gobierno Federal y que demuestran a dicha Comisión que con la inversión iniciada o por realizar cumplen con las condiciones de descarga que fije la Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología. (Comisión Nacional del Agua, 1991).

2.1.2. Ley del equilibrio ecológico y la protección al ambiente del Estado de Nuevo León y su Reglamento.

En el Estado de Nuevo León existe la ley del equilibrio ecológico y la protección al ambiente, que establece lo siguiente: en su Capítulo II relacionado Prevención y control de la contaminación del agua y de los ecosistemas acuáticos.

Artículo 52.

Para la prevención y control de la contaminación del agua corresponderá al Gobierno del Estado en el ámbito de su competencia.

I. Vigilar el cumplimiento de las normas técnicas para el vertimiento de las normas de las aguas residuales en redes recolectoras, cuencas, cauces, vasos y demás depósitos o corrientes de agua, así como su infiltración en terrenos;

II. Emitir los criterios, lineamientos, requisitos y demás condiciones que deban de satisfacerse para regular el alojamiento, la explotación, uso o aprovechamiento de aguas residuales, a fin de evitar contaminación que afecte el equilibrio de los ecosistemas o a sus componentes, y en su caso, en coordinación con la Secretaría de Salud, cuando se ponga en peligro la salud pública;

III. Aplicar las normas técnicas ecológicas a las que se sujetará el almacenamiento de las aguas residuales, con la intervención que en su caso completa a otras dependencias;

VII. Promover el reuso de aguas residuales tratadas en actividades agrícolas e industriales.

VIII. Promover la incorporación de sistemas de separación de las aguas residuales de origen doméstico de aquellas de origen industrial en los drenajes de los centros población, así como la instalación de plantas de tratamientos para evitar la contaminación de aguas.

Artículo 54.

No podrán descargarse o infiltrarse en cualquier cuerpo o corriente de agua o en el suelo o subsuelo o a los sistemas de drenaje y alcantarillado de los centros de población, aguas residuales que contengan contaminantes con riesgo a la salud, sin previo tratamiento y el permiso o autorización de la Secretaría correspondiente.

Artículo 55.

Las aguas residuales provenientes de usos municipales; públicos o domésticos y las de usos industriales o agropecuarios

que descarguen en los sistemas de alcantarillado de las poblaciones o en las cuencas, ríos, cauces, vasos y demás depósitos o corrientes de agua , así como las de cualquier medio se infiltren en el subsuelo y, en general las que se derramen en los suelo, deberán reunir las condiciones necesarias para prevenir:

I. Contaminación de los cuerpos receptores;

II. Inferencias en los procesos de depuración de las aguas; y

III. Trastornos, impedimentos o alteraciones en los correctos aprovechamientos, o en el funcionamiento adecuado de los sistemas, y en la capacidad hidráulica en las cuencas cauces, vasos, mantos acuíferos y demás depósitos, así como de los sistemas de alcantarillado.

Artículo 56.

Todas las descargas en las redes colectoras, ríos y cuencas, cauces, vasos y demás depósitos o corrientes de agua y los derrames de aguas residuales en los suelos, su infiltración en terrenos, deberán satisfacer las normas técnicas ecológicas que para el efecto se expidan, y en su caso, reunir las condiciones particulares de descarga que determine la Secretaría del Estado en su reglamentación.

Corresponderá a quien genere dichas descargas, realizar el tratamiento previo requerido.

Artículo 58.

La Secretaría, considerando los criterios sanitarios que en materia de salubridad general establezcan la Secretaría de Salud, así como los usos de las cuencas de aguas nacionales determinados

por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, señalará las condiciones particulares de descarga y los sistemas de tratamiento que deberán aplicarse para poder descargar aguas residuales.

Artículo 59.

Los equipos de tratamiento de las aguas residuales de origen urbano que se diseñen, operen o se administren en el Estado, deberán cumplir con las normas técnicas ecológicas que al efecto se expidan.

Artículo 60.

Las aguas residuales provenientes del alcantarillado urbano podrían utilizarse en la industria y en la agricultura, si se someten en los casos que se requiera el tratamiento que cumpla con las normas técnicas que emita la Secretaría en coordinación con las Secretarías de Agricultura y Recursos Hidráulicos, de Salud del Gobierno Federal y las demás dependencias competentes.

En los aprovechamientos existentes de aguas residuales en la agricultura, se promoverán acciones para mejorar la calidad del recurso, la reglamentación de los cultivos y las prácticas de riego.

En cuanto al Reglamento de la Ley del equilibrio ecológico y la, protección al ambiente en el Estado de Nuevo León, se destaca lo siguiente.

En el Título Cuarto. se notifica de la prevención y control de la contaminación del agua y los sistemas acuáticos, y de ahí se extrajo lo siguiente.

Artículo 65.

Se determina que el vertimiento de las aguas residuales en redes colectivas, alcantarillado, cauces, vasos y demás depósitos y corrientes de agua, así como su infiltración en terrenos, deberá de hacerse cuando cumplan con las normas técnicas ecológicas correspondientes.

Artículo 70.

La Secretaría de Salud, Servicios de Agua y Drenaje o al Sistema Estatal de Agua Potable y Alcantarillado, según corresponda, podrán emitir los dictámenes técnicos, determinando las condiciones particulares en que se deba de realizar la descarga, estableciendo en su caso, el tratamiento previo o el reuso de aguas residuales que deberá efectuarse antes de depositarse en los cuerpos receptores.

Artículo 83.

La Secretaría promoverá la agrupación de quienes realicen descargas en una misma zona para construir obras o instalaciones que produzcan una sola descarga, o para regular el reuso o el tratamiento de aguas residuales de las mismas.

Artículo 84.

La Secretaría de Fomento Agropecuario y la de Fomento Industrial, promoverán el uso de las aguas residuales en la agricultura y la industria, previo el tratamiento que se requiera. (Ley del equilibrio ecológico y la protección al ambiente del Estado de Nuevo León y su Reglamento, 1991).

2.2. Características generales de las aguas residuales

2.2.1. Características físicas y químicas del agua residual doméstica.

Los sistemas de drenaje urbano son los que encargan de transportar las aguas residuales de las ciudades, a cuerpos de aguas receptores o al suelo.

Estas aguas son generalmente producto de las actividades del hombre, en residencias e instalaciones comerciales (agua residual doméstica) y producto de las actividades industriales (agua residual industrial). El agua drenada por los sistemas colectores urbanos sufren también la aportación debida a infiltraciones y agua pluvial que resulta de la escorrentía superficial.

En los proyectos desarrollados para la recolección, tratamiento y evacuación de las aguas residuales, es de suma importancia el conocer de forma adecuada los componentes físicos-químicos y biológicos de las mismas para establecer estrategias de control de la contaminación y alcanzar las normas de calidad establecidas en las legislaciones vigentes.

Actualmente la gran actividad desarrollada en las ciudades y regiones industriales traen como consecuencia la generación de un sin número de componentes residuales, que presentes en las aguas de drenaje y descargadas en cuerpos receptores pueden ocasionar efectos negativos en el ambiente, modificando sensiblemente las características del mismo, haciéndolo inadecuado para las actividades del hombre y perjudicando el desarrollo de la fauna y

de la flora.

Para el planeamiento y control de la calidad de las aguas, se hace entonces necesario el conocimiento de las características físicas - químicas y biológicas y su fuente de procedencia, así como también los contaminantes más importantes considerados en los tratamientos de las aguas residuales (Enríquez, 1988).

Para poder realizar un planteamiento de control de las aguas residuales domésticas en función de lo que manifiesta Enríquez se hace necesario observar de manera más detallada las características promedio de los parámetros físicos, químicos de las aguas residuales municipales que a continuación se presentan en dos Cuadros.

De acuerdo a SARH, 1976 se elabora el Cuadro 1 en el que se muestran valores promedios de los parámetros en función del número de la poblaciones caracterizadas en cada ámbito. Estos valores proporcionan información sobre la dinámica de los parámetros de caracterización de las aguas residuales; siendo el siguiente: 2,500 a 10,000 hab, treintaicuatro (34) poblaciones; 10,000 a 20,000 hab., once (11) poblaciones; 20,000 a 50,000 hab., ocho (8) poblaciones y 50,000 a 100,000 hab. ocho (8) poblaciones.

En el Cuadro 2 Se presentan las características más comunes de las aguas residuales de acuerdo a las propiedades físicas y a los constituyentes químicos, que se manifiestan con frecuencia en los diferentes tipos de aguas residuales los cuales están en función de su origen o procedencia, el cual determina el nivel de deterioro manifestado en cuanto a la calidad que presenta esta agua.

Cuadro 1. Promedios de las características físicas, químicas de las aguas residuales municipales en función de el número de población caracterizadas en cada ámbito.

Parámetros	Tamaño de la población (No. de habitantes)			
	2500 a 10,000	10,000 a 20,000	20,000 a 50,000	50,000a 100,000
	pH	7.4	6.9	6.9
Temperatura (°C)	25	20	23	22
D B O	264	299	254	301
D Q O	698	719	609	430
Sólidos sedimentables ml/l.	9	5	8	3
Grasas y aceites	56	44	65	96
N° amoniacal	27	28	14	12
N° orgánico	18	23	23	9
N° total	37	44	30	24
Fosfatos totales	20	24	16	29
"Detergentes"	14	11	17	17
Coliformes totales (NMP x 10 ⁷)	7	773	14	107
Sólidos:				
Totales	1,552	1,141	1,391	932
Totales suspendido	286	309	233	167
Totales disueltos	1,266	832	1,158	765
Totales volátiles	737	571	449	349
Volátiles suspendido	223	192	151	139
Volátiles disueltos	514	379	298	210
Totales fijos	815	570	942	583
Fijos suspendidos	116	145	183	58
Fijos disueltos	699	425	759	525

Nota:

. Todas las concentraciones son expresadas en mg/l, excepto donde se indique otra unidad de expresión.

Cuadro 2. Características del agua residual de acuerdo a sus propiedades físicas, químicas y a su procedencia

<u>Características</u>	<u>Procedencia</u>
<u>Propiedades físicas:</u>	
Color	Aguas residuales domésticas e industriales, desintegración natural de materiales orgánicos.
Olor	Agua residual en descomposición, vertidos industriales.
Sólidos	Agua de suministro, aguas residuales domésticas e industriales, erosión del suelo, infiltración y conexiones incontroladas.
Temperatura	Aguas residuales domésticas e industriales.
<u>Constituyentes químicos</u>	
<u>Orgánicos:</u>	
Carbohidratos	
Aceites y grasas	Aguas residuales, comercial e industriales. Grasas animales, Aguas residuales domésticas, comerciales e industriales.
Pesticidas	Residuos agrícolas.
Fenoles	Vertidos industriales
Proteínas	Aguas residuales domésticas y comerciales.
Agentes termoactivos	Aguas residuales domésticas e industriales.
Otros	Desintegración natural de materiales orgánicos.
<u>Constituyentes inorgánicos:</u>	
Alcalinidad	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración del agua subterránea.
Cloruros	Agua de suministro, aguas residuales domésticas, infiltración del agua subterránea, ablandadores de agua Metales pesados Vertidos industriales.
Nitrógeno	Aguas residuales domésticas y residuos agrícolas.
pH	Vertidos industriales.
Fósforo	Aguas residuales domésticas e industriales, esorrentía residual.
Azufre	Agua de suministro, aguas residuales, domésticas e industriales.
Compuestos tóxicos	Vertidos industriales.
<u>Constituyentes Gaseosos:</u>	
Sulfuro de hidrógeno	Descomposición de aguas residuales domésticas.
Metano	Descomposición de aguas residuales domésticas.
Oxígeno	Agua de suministro, infiltración de agua superficial.

2.2.2. Características biológicas y microorganismos de las aguas residuales

Las aguas residuales pueden contener millones de bacterias por mililitro: bacilos anaerobios, esporulados, coliformes, estreptococos, bacterias del grupo Proteus sp, y otros tipos que proceden del tracto intestinal humano. Además, las aguas residuales domésticas son un buen receptáculo de protozoos, bacterias y virus patógenos, tales como agentes etiológicos de la disentería el cólera, y la fiebre tifoidea.

Las heces de huéspedes infectados pueden fácilmente depositar en las aguas residuales los virus de: poliomielitis, hepatitis infecciosa y coxsackie.

Los rasgos biológicos de las aguas negras lo presentan, indudablemente, las poblaciones bacterianas con una gama de organismos anaeróbicos estrictos y facultativos, así como la presencia de organismos patógenos de todo tipo que van desde virus hasta vermes (Babbit y Bauman, 1980).

a) Características del agua antes del tratamiento

Los desechos de distintos tipos producen efectos típicos indeseables; los sólidos, la temperatura, el color, son parámetros físicos medibles y negativos ecológicamente. Los sólidos en un cuerpo de agua natural disminuyen la cantidad de luz necesaria a los vegetales, impiden las funciones branquiales de los peces y

aumentan el colchón de sedimento originando así condiciones anaerobicas en los lechos bentales.

El color también disminuye la productividad fotosintetizadora al disminuir la entrada de la luz; la temperatura también afecta notablemente a los microorganismos. Tales parámetros físicos, presentes en las aguas negras son inhibidores de las funciones vitales.

Entre los componentes químicos, los hay orgánicos e inorgánicos cuya procedencia es doméstica o industrial, aunque también el lixiviado de tierras produce desechos orgánicos e inorgánicos. Las sustancias orgánicas mas comunes son proteínas, carbohidratos, grasa, surfactantes, fenoles, aminoácidos pesticidas y otras; en cuanto a sustancias inorgánicas éstas son cloruros, alcalinizantes, nitrógenos, fósforos, azufres, compuestos tóxicos, metales pesados, algunos gases como sulfuro de hidrógeno, metano, CO₂ y otras sustancias.

Gran parte de las sustancias orgánicas son aprovechadas por las bacterias y protozoarios (sarcodinos y mastigóforos). Acontecen además muchas reacciones químicas que permiten la autólisis de variadas sustancias que en ocasiones el resultado final son productos simples como las sales de ácidos grasos solubles, difícilmente degradables como las sales de ácidos grasos insolubles y complejos tóxicos como las cloraminas.

Las proteínas y los carbohidratos son fácilmente degradables y utilizados por microorganismos; algunas grasas y aceites son degradables mientras que otros no, la abundancia de estas

substancias es perjudicial pues forma una capa que impide el intercambio gaseoso aumentando así las características anaeróbicas de las aguas negras.

Aceites minerales como los derivados del petróleo, tienen la propiedad de absorberse, con lo cual se afectan muchísimo las reacciones de autólisis y de biodegradación obstaculizándose así las actividades ecológicas en la naturaleza y un mal funcionamiento en las plantas de tratamiento.

Los surfactantes más usuales son los fundamentados en las cadenas de (ABS) y lauril sulfato (LAS) cuya biodegradabilidad aún es incierta; no obstante, se ha sugerido una mayor biodegradabilidad para el LAS.

Los fenoles, que son típicamente bactericidas, son biooxidables cuando las concentraciones son menores de 500 mg/l.

Los plaguicidas, los metales pesados y algunas substancias tóxicas son comúnmente no biodegradables y acumulativas, los daños que causan son letales al equilibrio ecológico.

Las substancias minerales: nitrogenadas, fosfatados, sulfuros y otros son factibles de utilización metabólica, lo que permite el reingreso de las mismas en los ciclos naturales (Painter, 1979).

b) Características del agua después del tratamiento

Las características finales del agua tratada son muy distintas, pues esto depende de los constituyentes físico-químicos de las aguas negras, del proceso utilizado, de la finalidad del

tratamiento y de la acción biológica ejercida sobre tales desechos.

La acción biológica intensa y suficiente produce finalmente agua mineralizada cuyas características son las requeridas en el desarrollo de la flora y la fauna, lo cual significa capacidad de intercambio gaseoso, oxígeno suficiente (6mg/l), materia orgánica biodegradable mínima, y una gran variedad de sustancias minerales, tales como: carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfonatos, nitratos y fosfatos que actúan aniónicamente y cationes como el sodio, potasio calcio y magnesio. Otros compuestos minerales que pueden estar presentes son los silicatos, fluoruros, compuestos de fierro, magnesio, aluminio, boro y otros (Nemerov, 1971).

2.2.3. Componentes biológicos de las aguas residuales.

Cuando un agua residual que contiene materia orgánica en solución o en suspensión se pone en contacto con una población de microorganismos, éstos la utilizan para efectos de derivar de dicha materia orgánica la energía necesaria para sus procesos vivientes y para asegurar la conservación de la especie con la generación de más microorganismos.

La presencia de contaminantes en el agua modifica la estructura ambiental requerida por los organismos típicos del agua dulce, los cambios pueden afectar la temperatura, la cantidad de oxígeno disuelto, las concentraciones de nutrientes, los depósitos del fondo, etc; sin embargo, son desconocidas aún las necesidades ambientales específicas de muchas especies de algas y protozoos.

Los desechos en las corrientes naturales producen efectos muy variados sobre las comunidades de algas y protozoarios: reduciendo el número de especies, incrementando el número total de individuos de una sola especie, reduciendo la capacidad de colonización de las especies, dominancia de una especie y cambios selectivos en las relaciones parásito y depredador; por ejemplo: en lodos activados, la fase exponencial bacteriana estimula el desarrollo de Vorticella octava sp, mientras que la fase estacionaria y la declinante actúa favorablemente sobre Vorticella convallaria sp; esto se debe a que V. octava sp es depredadora de la microflora, mientras que Convallaria sp depende de los productos liberados al medio por acción de la microflora (Environmental Protection Agency, 1985).

a) Componentes biológicos de las aguas antes de ser tratadas.

Comúnmente, las aguas negras presentan organismos anaeróbicos, especialmente bacterias y hongos, ocasionalmente algunos protozoarios, así como virus y quistes o estados de resistencia de organismos patógenos e inofensivos.

Algunos microorganismos que son capaces de producir enfermedades a las plantas, animales y al hombre mismo, son conocidos como patógenos, comúnmente se encuentran en las aguas negras en algún estado de resistencia, algunos sobreviven durante un largo tiempo en su forma juvenil o adulta, pero si no encuentran en su camino el hospedero necesario, mueren: así mismo, los estados de resistencia también tienen un período vital definido, en ocasiones disminuido por las condiciones ambientales. En estado de

resistencia o vida vegetativa sobreviven extraordinariamente algunos patógenos como la Salmonella thyphosa que permanece aún en los sistemas de digestión anaeróbica, en donde encuentran un ambiente adecuado a su crecimiento, con temperatura y nutriente necesario, sin embargo, carece de la habilidad para sintetizar el triptófano, por lo que depende del triptófano presente en el medio, el cual también es competido por las bacterias saprófitas comunes en los sistemas de digestión anaeróbica.

Los virus conocidos hasta hoy son todos causantes de enfermedades, son parásitos patógenos altamente específicos; los virus que infectan plantas no infectan animales y viceversa, además, algunos tienen la habilidad de permanecer vivos fuera del hospedero durante largos períodos. La naturaleza química de los virus hace difícil un control químico de buena efectividad en el tratamiento de las aguas. Las formas mas simples: contienen un ácido nucléico (ácido desoxirribonucleico o ácido ribonucleico) cubierto de una proteína específica. La presencia de virus en las células del hospedero es combatida mediante la producción de anticuerpos, si esto no acontece, los virus se replican o "reproducen" y el hospedero se daña o enferma, esta es la única forma en que pueden "reproducirse".

Las rickettsias son organismos intermedios entre los virus y las bacterias, se transmiten al hombre por picaduras de garrapatas o ácaros, como los virus, las rickettsias solo crecen y se reproducen sobre tejido vivo pero a diferencia de estos son susceptibles al clorafenicol y tetraciclinas.

Los hongos comúnmente son saprofíticos, sin embargo también los hay patógenos, aunque son pocos los que atacan al hombre y a los animales domésticos, la naturaleza química de su protoplasma hace difícil el control por tratamientos químicos. La presencia de hongos en las aguas negras es ocasional ya que estos organismos son aeróbicos estrictos por lo que fácilmente se les encuentra en los tratamientos aeróbicos (SRH,1976).

Las bacterias son consideradas como los vegetales unicelulares más primitivos, son abundantes en la naturaleza, las hay patógenas, saprofíticas y simbióticas, y son los elementos más representativos de las aguas residuales domésticas. Las bacterias son organismos sumamente susceptibles a los tratamientos de desinfección.

Los patógenos bacterianos más comunes en el agua son: Salmonella typhosa, S. dycenteriae y S. vibriocomina.

Los protozoarios patógenos más comunes y de importancia sanitaria son: Endamoeba histolytica sp, Trypanosoma sp y Plasmodium sp. En México es muy común la enfermedad conocida como amibiasis producida por la Endamoeba histolytica.

Otros protozoarios parásitos son: giardia lamblia y Naegruberi.S.

En la fase anaeróbica de las aguas negras es común encontrar los siguientes tipos bacterianos:

Productores de ácidos: S. Pseudomonas, S. Flavobacterium,
S. Alcaligenes, S. Escherichia y
S. Aerobacter.

Productores de metano: S. Methanobacterium, S. Methanosarcina
S. Methanococcus.

Y rara vez los reductores de sulfatos como las especies del género Desulfovibrio sp.

Las características biológicas mas importantes de las aguas negras no tratadas son indudablemente la presencia de organismos patógenos dañinos al hombre. Un muestreo continuo de las aguas residuales domésticas con la finalidad de determinar la presencia de organismos patógenos es una medida conveniente para determinar el grado de susceptibilidad epidemiológica de la población con respecto a una determinada enfermedad.

Por ejemplo la salmonellosis es una enfermedad producida por especies bacterianas del género Salmonella sp que afectan tanto al hombre como al ganado. Especies del género Shigella spp producen la enfermedad llamada shigellosis, rara en los animales; la leptospirosis, producida por especies del género Leptospira sp, es una enfermedad común tanto en animales como en el hombre. Algunas variedades de Escherichia coli sp causan estragos al hombre. La enfermedad conocida como Tularemia es producida por la infección de algunos agentes etiológicos: Francisella tularensis y Bacterium tularense. El cólera es producido por la bacteria patógena Vibrio cholerae. Las micobacterias patógenas más comunes como factores etiológicos de la tuberculosis son: Mycobacterium tuberculosis y M. balnei y M. bovis.

Aunque los virus patógenos del hombre no son muy comunes, es posible encontrar los virus productores de hepatitis infecciosa,

poliomielitis y enfermedad de coxsackie. La viabilidad de los virus dependen de factores ecológicos, al parecer, la presencia de ciertas bacterias patógenas permiten la permanencia de los mismos.

También es común encontrar vermes parásitos: Taenias saginata y Ascaris lumbricoides, ambos en forma de huevo. En forma de huevo o estado larval denominado cercaria encontramos Schistosoma mansoni, haematobium sp y japonica sp También en forma de huevo se encuentran los siguientes parásitos: Necator americanus, Ancylostoma duodenale, Diphyllobothrium latum, Echinococcus granulosus y otros (Dye, 1968).

b) Componentes Biológicos en las aguas en tratamiento y postratadas.

La acción biológica en el procesamiento de las aguas residuales tiene lugar en el paso denominado secundario o biológico. En el tratamiento primario, aunque la acción biológica es importante, no tiene un amplio campo de acción, por lo que todo se reduce a las actividades bacterianas sobre la materia orgánica.

En el tratamiento secundario la acción biológica es sumamente importante, esta puede desarrollarse mediante el uso de sistemas de tratamiento específicos tales como: lodos activados, lagunas de oxidación, zanjas de oxidación y filtros rociador - aireadores; todos estos sistemas tienen en común el de desarrollar la vida, ya sea aeróbica o anaeróbicamente, con lo cual las sustancias presentes en las aguas negras serán transformadas a sustancias

simples, todo esto mediante una serie de intervenciones metabólicas de los organismos.

Cuando las aguas negras son evacuadas directamente a una fuente natural, se presentan en ella algunas fases graduales de concentraciones de aguas negras que van desde altas hasta bajas.

Las áreas donde las concentraciones de agua negra son altas presentan características biológicas típicas: la cantidad de oxígeno disuelto es 0 mg/l, la concentración de materia orgánica es alta; el agua se considera séptica y nociva, con olores a cieno o de liberación de gases fétidos, los peces desaparecen, y los posibles organismos son solo algunos invertebrados y componentes del plancton; entre los primeros están los siguientes géneros: Culex sp, Eristalis sp, y Tubifex sp; en cuanto al plancton son los géneros Oscillatoria sp, Sphaerotilus sp y Melosira sp. Una vez lograda la mineralización de los componentes químicos del agua negra, mejoran las condiciones de oxígeno y se restablece la presencia de organismos; los primeros organismos de agua dulce que pueden ser encontrados son los más resistentes a condiciones extremas, los peces pueden ser ganoídeos, carpas y otros; invertebrados como Chironomus sp y Similium sp, y debido al exceso de nutrientes es muy común encontrar algas de los géneros Pandorina sp, Spirogyra sp y Euglena sp (Metcalf y Eddy, 1972).

Los protozoarios importantes en el tratamiento de las aguas pertenecen a las clases Sarcodina, Mastigófora y Ciliata.

Los sarcodinos son los organismos amiboides que tienen la propiedad de engullir partículas orgánicas y absorber sustancias a

través de la pared celular.

Los mastigóforos son organismos flagelados, subdivididos en dos grupos acorde a su metabolismo. Los mastigóforos holofíticos se alimentan de un substrato soluble (líquido) y pueden ser fotosintéticos como: Euglena sp o quimiosintéticos como Chilomonas sp.

Los ciliados son organismos que se mueven por medio de múltiples cilios y se alimentan de partículas orgánicas. Los ciliados se subdividen en dos grupos, los libres nadadores como Paramecium sp y las formas fijas como Vorticella sp, cuyas actividades metabólicas permiten clarificar el agua al eliminar la turbidez.

Una de las bacterias mas importantes es Sphaerotilus natans la cual es muy común en aguas contaminadas y en las residuales domésticas, se caracteriza por formar agrupaciones coloniales típicas con nombres específicos ya que durante mucho tiempo tales colonias fueron considerados como especie, en los filtros rociador-aireadores se presentan con características morfológicas fungales por lo que durante mucho tiempo fueron consideradas como tales. Entre las más importantes formas coloniales destacan las siguientes: Zooglea ramigera, Z. compacta, Z. carnea y Z. uva.

Aunque los hongos son más comunes en las etapas aeróbicas finales, es posible encontrar Actinomicetales en etapas primarias; en etapas finales pueden encontrarse hasta 20 géneros con más de 90 especies, algunos de los cuales pueden ser: Absidia sp, Aspergillus sp, Cephalosporium sp, Cladosporium sp, Monilia sp, Penicillium sp,

Phoma sp, Rhizopus sp, Trichoderma sp, Verticillium sp y otros.

La relativa predominancia de los microorganismos revela, además de una serie de relaciones ecológicas, la eficacia de un tratamiento. Los sarcodinos, fitomastigóforos y zoomastigóforos son importantes en este orden y al inicio del tratamiento biológico; la presencia de zoogreas, ciliados nadadores y otros son importantes en la parte media, y la eficiencia completa del proceso de clarificación se mide por la presencia de ciliados fijos como los vorticelidos, así como rotíferos. Comúnmente los ciliados fijos indican una baja Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) (SARH 1980).

Una relación sencilla de la cadena alimenticia en los tratamientos biológicos pueden ser la siguiente:

Productores: bacterias, sarcodinos, mastigóforos-quimiosintéticos holofíticos.

Consumidores: Mastigóforos holozóicos.

Infusorios (ciliados).

Descomponedores: Bacterias y hongos. (Nemerov, 1971).

2.2.4. Ecología aplicada a las aguas residuales.

El carácter complejo de los ecosistemas puede reducirse a unidades básicas: componentes abióticos, organismos productores, organismos consumidores y organismos saprotróficos.

En realidad, siempre se presenta una serie de organismos estratificados que van de lo simple a lo complejo acorde a sus necesidades tróficas.

Los componentes abióticos de las aguas negras se presentan en una gama muy variable, cualitativa y cuantitativamente, como mezclas y como compuestos químicos o como simples agregados, de cuyas interacciones obtiene comúnmente un medio acuático exento de oxígeno y rico en nutrientes y materia orgánica. La velocidad de degradación de estas sustancias, la energía aprovechable, la temperatura y las posibles concentraciones de oxígeno, son los factores que regulan la velocidad de funcionamiento de los organismos presentes en estas aguas y la velocidad de degradación de las mismas (Eckenfelder y Ford, 1970).

Las aguas negras han sido considerada como un ecosistema heterotrófico establecido por el hombre en donde la presencia equilibrada de organismos consumidores permitirá la transformación de las mismas debido a la acción de éstos. La función más importante en el proceso heterotrófico es la respiración, de cuya actividad depende el equilibrio del metabolismo autotrófico, es decir, el funcionamiento de dichas plantas; tal respiración es de tipo anaerobio, la que está restringida en gran parte a organismos saprofiticos tales como bacterias, levaduras y protozoos.

Cuando la proporción de detritus orgánicos es grande, comúnmente las bacterias, hongos, protozoarios y otros organismos crean condiciones anaerobias al consumir el oxígeno mas rápidamente de lo que puede difundirse en el medio, sin embargo, la descomposición no se detiene, sino que sigue a un ritmo mas lento, a condición de que se hallen presentes diversos tipos microbianos de metabolismo anaerobio. Así que, saprófagos anaerobios, tanto

forzosos como facultativos, son importantes al ocupar hábitats inhóspitos y producir energía trófica y materiales útiles a organismos aerobios. Las bacterias sulfurosas (verdes y púrpuras) y las de metano, son buenos ejemplos de anaerobios forzosos. Las bacterias sulfurosas (comunes en bancos lodosos de marea) se encuentran en la capa limítrofe entre las zonas oxidativas y reducidas, generalmente entre los sedimentos y donde hay poca luz, estas bacterias son ocasionales en las aguas negras, no así las del metano, que descomponen compuestos orgánicos con producción de metano (CH_4), mediante reducción de carbono orgánico o carbonato; en este caso la reacción bioquímica puede ser de dos tipos: una en donde el electrón absorbente es un compuesto distinto al oxígeno (respiración anaeróbica) y otra donde el electrón aceptor es un compuesto orgánico.

Las bacterias del género Desulfovibrio sp también tienen su función respiratoria anaeróbica, comúnmente actúan en los sedimentos profundos (lodos, por ejemplo) en donde reducen los sulfatos (SO_4) transformándolos en ácido gaseoso (H_2S); este gas puede fácilmente subir a sedimentos menos profundos, en donde pueden actuar sobre él otros organismos, por ejemplo las bacterias fotosintéticas (U A N L - O S P, 1973).

En las fases iniciales las aguas negras presentan características no muy bien definidas pero de marcada tendencia hacia la anaerobiosis, por lo que allí se encuentran tipos bacterianos facultativos, es decir bacterias capaces de respiración aeróbica y anaeróbica, los géneros bacterianos comunes en esta fase

son: Aerobacter sp, Alcaligenes sp, Escherichia sp, Pseudomonas sp y otros.

A medida que las condiciones son marcadamente anaeróbicas, se tienen tipos bacterianos estrictos tales como: Methanobacterium sp, Methanosarcina sp, Methanococcus sp y otros. La relación ecológica entre las bacterias facultativas y las estrictas tiene su razón en la acción metabólica de ambas; las primeras al desdoblar la materia orgánica liberan como producto final ácidos orgánicos que luego son utilizadas por las bacterias estrictas, cuyos productos finales son gases metano y dióxido de carbono.

Tanto la respiración aeróbica como la anaeróbica son importantes en todo ecosistema, y es notable que de el funcionamiento de ambas depende el equilibrio de la naturaleza; por otro lado, se observa que los productos finales de las dos reacciones serán distintos, y la cantidad de energía liberada será mucho menor en el caso de condiciones anaerobias. Bajo condiciones anaeróbicas la transformación de la materia orgánica es más lenta, las reacciones son incompletas, por lo tanto, hay una serie de compuestos orgánicos liberados en el medio, por lo que se requiere la presencia de diversos tipos de organismos complementarios para lograr la completa oxidación de la misma (Eckenfelder, 1967).

El equilibrio de la naturaleza depende de la relación que hay entre la velocidad de producción y la velocidad de descomposición, esto, independientemente de los organismos o procesos abióticos que intervengan; el juego recíproco de estas funciones opuestas controla nuestra atmósfera, nuestra hidrósfera y la biosfera en

general. Cuando la producción excede a la descomposición el equilibrio se mantiene y la biosfera se mantiene inalterable, alterable tan solo por los procesos o cambios naturales; sin embargo, un retraso en la utilización integral de todos los productos que deben ser descompuestos y simplificados pueden acarrear serios daños a la naturaleza.

El metabolismo autotrófico desarrolla una cadena de productos alimenticios, cadena que va de lo simple a lo complejo, a lo largo de la cual se desarrolla un heterotropismo característico finalmente remarcado por la presencia del hombre. La acción del hombre sobre la biosfera altera gravemente los procesos naturales, tal acción se pone de manifiesto por las muchas y muy variadas actividades de la sociedad humana, una de las cuales es la evacuación de las aguas residuales que contienen toda clase de desechos: orgánicos e inorgánicos, degradables y no degradables e inofensivos o nocivos. Comúnmente la dilución de las aguas negras en cuerpos de aguas naturales afecta notablemente y en grandes extensiones el equilibrio de los ecosistemas, por tal razón existe la necesidad de efectuar ciertos tratamientos sobre ellas, de allí la importancia de investigar nuevas técnicas basadas en los principios ecológicos. La aceleración de los procesos de descomposición de todos los productos presentes en las aguas negras es una de las etapas más importantes en el funcionamiento de las plantas de tratamiento y es uno de los tópicos contemporáneos en los campos de la investigación (Ford y Eckenfelder, 1966).

La depuración de las aguas negras depende exclusivamente de la

desintegración y simplificación de sus componentes, este es el trabajo de una gama de organismos especializados, aunque también de procesos abióticos. Las reacciones químicas entre los componentes, la actividad enzimática de algunas de las sustancias presentes, las reacciones físicas y otras, son aspectos del proceso abiótico de la descomposición. En la naturaleza la descomposición se caracteriza por tres etapas:

- 1) La formación de detritus dividido en partículas por acción física o biológica.
- 2) La producción rápida de humus y liberación de elementos orgánicos solubles por acción de los saprófagos.
- 3) La mineralización del humus, un proceso lento; los productos más resistentes al proceso de descomposición son las sustancias denominadas humus o húmicas.

Una de las características de los organismos degradadores de las aguas negras es su versatilidad metabólica: tanto bacterias como algas y protozoarios forman el Trifosfato de adenoxina (A.T.P.) necesario dentro de la célula, (de la misma manera como acontece en la fotosíntesis gracias a las funciones respiratorias mediante la transferencia de electrones de un reductor a un oxidante).

En el proceso fotosintético, el reductor y el oxidante se forman dentro de las células a expensas de la energía lumínica mediante la acción de los citocromos, en tanto que, en la respiración éstos se obtienen ya listos del medio ambiente. Todos los organismos anaerobios carecen del sistema de enzimas citocromo,

por lo que no puede utilizar el oxígeno como aceptor de electrones, así como también de la enzima catalasa lo cual les impide descomponer el peróxido de hidrógeno, un producto tóxico, resultado final de algunas reacciones. La gran mayoría de organismos anaeróbicos, desprovistos de pigmentos fotosintéticos, necesitan de una fuente química de energía; todos los organismos bacterótrofos y quimiosintéticos toman su energía de la oxidación de sustancias orgánicas o inorgánicas presentes en el medio. Las reacciones de oxidación son de importancia capital para el metabolismo pudiendo efectuarse de tres modos distintos: respiración aeróbica, respiración anaeróbica y fermentación (Painter, 1971).

En los procesos de tratamiento de aguas residuales la oxidación de la materia orgánica e inorgánica presenta dos fases, en la primera hay fenómenos de respiración anaeróbica y fermentación y en la segunda respiración aeróbica, con esto, teóricamente se logra la oxidación total de la materia orgánica y la mineralización de las sustancias inorgánicas. En la primera fase la oxidación es completa además de que la cantidad de energía aprovechable es baja, una desintegración gradual de la materia complementa la oxidación que se hace completa en la respiración aeróbica. La oxidación aeróbica de la materia es el paso final de primera importancia en los sistemas de tratamiento ya que el producto final de estas reacciones es agua y oxígeno, complementado con un aprovechamiento máximo de energía.

El aprovechamiento de los recursos metabólicos de las aguas

negras está en función de las actividades de los organismos degradadores, sin embargo, la presencia y el comportamiento de estos organismos está regulada por factores limitativos y tolerantes (Ley del mínimo de Liebig y Ley de la tolerancia de Shelford). Las aguas negras son un medio rico en infinidad de nutrientes por lo que es de suponer que rara vez habrá sustancias cuya carencia limite la existencia y la fisiología metabólica de los organismos, en cambio puede ocurrir que por autólisis algunos elementos importantes en el metabolismo queden combinados químicamente con otros de tal forma que no sean aprovechables y por otro lado, podrían romperse los límites de tolerancia de los organismos debido a la deficiencia o al exceso cualitativo o cuantitativo de diversos factores (La Mota, 1976).

La oscilación tan continua de las sustancias componentes de las aguas negras es uno de los factores que influyen grandemente en el desarrollo y aprovechamiento de los organismos así como también la presencia de sustancias tóxicas que pueden ser degradables, no degradables o acumulativas; todo esto altera la eficiencia de las plantas de tratamiento, pero no obstante, la virtud genética de los organismos permite que las especies se adapten al medio y aun que lo modifiquen, tal modificación proviene de la acción incesante de los mismos sobre este; lo cual, en cierto modo reduce los efectos de algunos gradientes.

En la naturaleza la compensación de los factores (de organismo a medio) es particularmente eficaz a nivel de organización de la comunidad ecológica y de la especie; esto gracias a ajustes

fisiológicos, cambios fisiológicos en la función de los organismos, cambios en las relaciones entre enzimas y substrato al nivel celular, afinidad entre enzimas y substrato, adaptación de la conducta, selección de subespecies genéticas, y eliminación o reemplazo de especies, todo lo cual suele acontecer a la biota presente en los sistemas de tratamientos, en especial en los sistemas de tecnología aplicada (SARH,1980).

2.3. Alternativas de tratamiento de las aguas residuales

Los problemas de la salud pública, la contaminación del ambiente y la necesidad de ahorrar los recursos energéticos, cada vez menos disponibles, hacen que se generalice la relación de estudios de tratabilidad de las aguas residuales como un recurso alternativo para riego agrícola. Estos estudios son de mayor importancia en los casos en que se proponen menos métodos de tratamiento, y es también fundamental que los involucrados en la problemática conozcan los aspectos generales y metodologías implícitas en: 1) la estimación de la tratabilidad de un agua residual (doméstica o industrial), 2) la realización de estudios en plantas pilotos y laboratorios y 3) la transformación de datos experimentales en parámetros del proyecto.

Como se mencionó antes, el desarrollo de métodos intensivos de tratamientos surgió como respuesta a su incidencia en la salud pública, y a los efectos negativos que aparecían cuando las aguas residuales eran vertidas al medio.

El propósito del tratamiento es ayudar a que las fuerzas naturales actúen a ritmos acelerados en condiciones controladas. Los objetivos que se persiguen con el tratamiento son principalmente:

- 1) La eliminación de la materia en suspensión.
- 2) El tratamiento de la materia orgánica biodegradable.
- 3) La eliminación de elementos patógenos.

En la actualidad los procesos mas generalizados de tratamientos de aguas residuales son denominados primarios, secundarios, y los terciarios o tratamientos avanzados, así como los sistemas pequeños o individuales proyectados como modelos reducidos a escalas, de grandes plantas.

Los tratamientos a través de plantas de las aguas residuales domésticas para reuso en la agricultura, recién comienzan a ser considerados dentro de la Ingeniería Agronómica por lo que en los últimos años se ha estado desarrollando una intensa investigación sobre esta práctica y actualmente esta alternativa está comenzando a tener creciente aceptación, tanto económicamente, como en su aspecto relacionado al incremento de los rendimientos de los cultivos por unidad de superficie. (Sistemas Económicos de tratamiento SRH, 1975).

La mayoría de los procesos de tratamiento son factibles de ser diseñados para diversos grados de efectividad, aunque siempre existe un límite inferior por debajo del cual es difícil mantener

la actividad biológica, y uno superior por encima del cual el tratamiento no está en posibilidad de metabolizar las sustancias resistentes a la actividad biológica.

La selección de alternativas dentro de esta gran variedad de procesos existentes es efectuada en atención a consideraciones de orden técnico - científico y económicas. (IMHOFF, K 1980).

Para establecer las alternativas y los procesos de tratamiento que se requieren para la depuración de las aguas residuales domésticas o de cualquier otro tipo se hace necesario conocer sobre los principales contaminantes o los de mas importancia en los tratamientos, es por esto que se elaboran dos cuadros específicos con información relacionada a lo referido anteriormente, el Cuadro 3 muestra los contaminantes del agua residual explicados en razón de su importancia con respecto a los efectos que pueden originar al ser descargados en el entorno acuático o en le suelo.

El Cuadro 4 nos proporciona la información sobre las alternativas de, operaciones, procesos unitarios y tratamiento que se deberán utilizar para eliminar la mayoría de los contaminantes presentas en el agua residual.

Cuadro 3. Contaminantes de importancia en el tratamiento del agua residual

<u>Contaminantes</u>	<u>Razón de importancia</u>
Sólidos en suspensión	Los sólidos en suspensión pueden conducir al desarrollo depósitos de fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar al entorno acuático.
Materia Orgánica	Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos, biodegradable grasas Bio degradable animales, la materia orgánica biodegradable se mide, la mayoría de las veces, en términos de DBO(demanda bioquímica de oxígeno) y de DQO(demanda química de oxígeno). Si se descargan al entorno sin tratar, su estabilización biológica puede llevar al agotamiento de los recursos naturales de oxígeno y al desarrollo de condiciones sépticas
Patógenos	Los patógenos presentes en el agua residual Pueden transmitir enfermedades contagiosas
Nutrientes	Tanto el nitrógeno como el fósforo, junto con el carbono son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se vierten al entorno acuático, estos nutrientes pueden llevar el crecimiento de una vida acuática no deseada. Cuando se vierten al terreno en cantidades excesivas, también pueden conducir a la contaminación del agua subterránea.
Materia orgánica Refractaria	Esta materia orgánica tiende a revertir los métodos convencionales de tratamiento. Ejemplos típicos son los agentes termoactivos, fenóles, y pesticidas agrícolas.
Metales pesados	Los metales pesados son añadidos frecuentemente al agua residual en el curso de ciertas actividades comerciales e industriales y pueden que deban ser eliminados si se va a reutilizar el agua residual.
Sólidos inorgánicos	Los constituyentes inorgánicos tales como el calcio, sodio disueltos y los sulfatos se añaden al agua de suministro como resultado del uso del agua y pueden que deban eliminarse si se va reutilizar el agua residual.

Cuadro 4. Operaciones, procesos unitarios y sistemas de tratamiento utilizados para eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en el agua residual

Tratamiento en función de los contaminantes	Operaciones unitarias, procesos unitarios, sistemas de tratamientos
tratamiento preliminar	
Remoción de sólidos gruesos	Cribado. Molido y desmenuzado. Desarenadores.
Tratamiento primario	sedimentación. Flotación y remoción de grasas. Floculación y precipitación-química. Tanques imhoff.
Tratamiento secundario	filtros percoladores. Lodos activados inclusive. Zanjas de oxidación y aireación extendida. Lagunas de estabilización: aeróbicas, facultativas, aeróbicas y series. Contacto anaeróbico. Discos rotatorios.
Desinfección	cloración. Hipocloración. Ozonización. Irradiación. Sistemas de tratamientos por evacuación al terreno.
Disposición de lodos	deshidratación (desaguado) espesamiento gravedad - flotación centrifugación. Lechos de secado. Filtración al vacío. Evaporación. Irradiación.
Acondicionamiento de lodos	elutriación. Con compuestos químicos. Composting.
Reducción de volátiles	digestión anaeróbica. Digestión aeróbica. Reducción por calor.
Combustión de lodos	hornos corazón múltiple. Incineración - secado flash. Incineración lecho fluidificado. Oxidación húmeda. Combustión con basuras.
Disposición final	en terreno (líquido).

2.3.1. Tratamiento preliminar

2.3.1.1. Criba

Prácticamente todas las plantas de tratamiento incluyen rejas y desarenadores. La finalidad es retener sólidos gruesos, de dimensiones relativamente grandes que estén en suspensión o flotantes. Las rejas, por lo general, son la primera unidad de una planta de tratamiento.

Los materiales retenidos son principalmente papel, estopas de talleres, trapos, productos de higiene femenina, cáscaras de frutas, restos de vegetales, pedazos de madera, tapones de botella, latas, materiales plásticos, cepillos y otros objetos que puedan pasar por los sistemas de drenaje e inodoros.

Las cribas son empleadas para proteger contra obstrucciones a válvulas, bombas, equipos de aireación, tuberías y otras partes de la planta. También contribuyen a dar una mejor apariencia a la planta y reducen el volumen de flotantes (espumas) (Barnes, 1980).

La criba es la unidad que está formada por barras usualmente espaciadas desde 2 hasta 15 centímetros. Generalmente tienen claros de 2.5 a 5 cm, aunque algunas veces se usan las rejas grandes de posición vertical, la regla general es que deben instalarse con ángulo de 45 a 60 grados con la vertical. Lo limpian manualmente o por medio de rastrillos automáticos, se recomiendan que las rejas que se limpien a mano, salvo las que se empleen extemporáneamente, se instalen dando una inclinación de 30 a 45 grados con la vertical. La cantidad de material que queda en las rejas es

influenciada por condiciones locales como la época del año, los sólidos separados por esta unidad, se eliminarán enterrándolos o incinerándolos (Manual de tratamiento de aguas negras, 1976).

2.3.1.2. Desarenadores

Los desarenadores son unidades destinadas a retener la arena y otros detritos minerales inertes y pesados que se encuentran en las aguas residuales (cascotes, guijarros, pedazos de ladrillo, partículas metálicas, carbón, tierra y otros). Estos minerales son originados de operaciones de lavado, así como de riadas, infiltraciones, desechos industriales, etc.

La capacidad de transporte de las aguas en movimiento varía con la sexta potencia de su velocidad. La cantidad de material en suspensión que un curso de agua puede transportar es siempre una función de su grado de turbulencia. La sedimentación de este material es lograda por la alteración del régimen dinámico de la corriente líquida.

En canales o tanques apropiados se reduce la velocidad del agua hasta valores que permitan la deposición de las partículas, lo que se verifica en dependencia de las velocidades de sedimentación: se enlistan a continuación varios tamaños de partículas y su velocidad según la formula de Allen obteniendo valores prácticos de sus velocidades.

Tamaño de las partículas (mm)	Formula de Allen (mm/seg)	Valores prácticos (mm/seg)
1.0	85	100
0.5	43	50
0.3	26	30
0.2	17	20
0.1	9	10

Estos valores son para granos de arena de peso específico igual a 2.65 g/ml a 15° C en agua tranquila.

En las plantas de tratamiento es deseable remover las partículas de diámetro medio igual o superior a 0.2 mm. (Ford, 1969).

Destinándose a la sedimentación de partículas granulares discretas, los desarenadores pueden ser dimensionados por la teoría de sedimentación de Hazen. Como la experiencia indica que las partículas de arena nocivas son las de tamaño igual o superior a 0.2 mm, cuyo peso específico es de 2.65 g/cm y velocidad de sedimentación del orden de 2.0 cm/s, se constata que los desarenadores deben ser diseñados con tasas de aplicación de 600 a 1,200 m³/día. (Imhoff, 1980).

Las aguas negras contienen por lo general cantidades relativamente grandes de sólidos inorgánicos como arena, cenizas y grava, a los que generalmente se les llama arena. La cantidad es muy variable y depende de muchos factores, pero principalmente de si el alcantarillado colector es del tipo sanitario o combinado.

Los desarenadores se diseñan generalmente en forma de grandes

canales. En estos canales la velocidad disminuye lo suficiente para que se depositen los sólidos inorgánicos pesados manteniéndose en suspensión el material inorgánico. Los desarenadores de canal deben diseñarse de manera que la velocidad se pueda controlar para que se acerque lo mas posible a 30 cm por segundo. El tiempo de retención debe basarse en el tamaño de las partículas que deben separarse y generalmente varía de 20 segundos a un minuto. Esto último se logra instalando varios desarenadores para que el flujo se ajuste en ellos mediante vertederos proporcionales colocados al final de cada canal o mediante otros dispositivos que permitan regular la velocidad del flujo alrededor de 0.30 m/seg con tolerancia de 20% para más o para menos (Manual de tratamiento de aguas negras, 1976).

2.3.1.3. Aforador Parshall

El medidor Parshall fue ideado teniendo como objetivo principal la irrigación: los de tamaños menores, para regular la descarga de agua distribuida a las propiedades agrícolas y los mayores para ser aplicados a los grandes canales de riego y se basa en la medición de caudales con ciertas características que al pasar entre contracciones geométricas elevan el nivel del agua en el canal antes del aforador y una vez que lo pasan lo disminuyen bruscamente (Acevedo y Acosta, 1992).

La exactitud del aforador de Parshall permite precisiones suficientes para los propósitos del regadío, con errores

generalmente inferiores al 5%. Se emplean aforadores de tamaños escalonados desde 2,5 cm hasta 3 m de anchura de garganta, para medir caudales de 0.3 litros hasta 5.5 m³/seg. Los aforadores pequeños se adaptan bien a las necesidades de aforo de los suministros de agua a las fincas y el cálculo de dotaciones de riego. El aforador Parshall funciona satisfactoriamente con pérdidas de alturas menores que las exigidas por los vertederos (Metcalf y Eddy, 1979).

El éxito del aforador Parshall depende en gran parte de la correcta elección de su tamaño y emplazamiento, para lo que se calculan aproximadamente los caudales máximo y mínimo que han de medirse, así como la altura máxima admisible, dependerá de la pendiente del canal y de la altura del borde (distancia de la superficie del agua a la parte superior de la pared del canal) en el punto en el cual se quiera instalar el aforador. Siempre que sea posible, la elección debe realizarse de forma tal que se produzca caída libre y por razones de economía, se preferirán los aforadores de menor tamaño que satisfagan dicha condición (Israelsen, 1981).

2.3.2. Tratamiento primario

Tanque Imhoff

Los tanques Imhoff son unidades integrales que incluyen los procesos de sedimentación y digestión de lodos en dos cámaras independientes, una en la parte superior para la sedimentación y

otra en la inferior para la digestión de lodos, separados por una losa (deflector) en el centro presenta una abertura por la cual los sedimentos pasan a la cámara de digestión, evitando al mismo tiempo la ascensión de gases y malos olores y estos a su vez, se almacenan en una cámara denominada de espumas, mismas que circundan la cámara de sedimentación. El tratamiento de aguas residuales para riego agrícola en este tipo de unidad, es recomendable para rangos de población entre 500 y 5,000 habitantes y pueden diseñarse en serie.

Los lodos producidos en la cámara de digestión son dispuestos finalmente en lechos de secado (SARH, 1976).

Alrededor del año 1925 la digestión separada con calefacción ya había demostrado ser conveniente y económica. y en la actualidad esta se emplea en todas las grandes plantas junto con los tanques de sedimentación, con remoción continua de los lodos para la digestión. A pesar de esto los tanques Imhoff todavía tienen su propio lugar en el tratamiento primario de las aguas negras para reuso en la agricultura, especialmente debido a su simplicidad de operación. En algunas situaciones locales, esta ventaja sola puede pesar más que cualquiera otra.

Como todo dispositivo para un tratamiento primario, el tanque Imhoff puede ser una parte de una planta para el tratamiento completo y en todo caso su comportamiento de digestión debe tener una capacidad tanto para los lodos digeridos como para los que recibirá de la sobre puesta cámara de sedimentación (Bauman, 1971).

Es recomendable iniciar la operación de un tanque Imhoff en la primavera o a principios del verano, cuando la temperatura en el

compartimiento de lodos es lo suficientemente alta para promover una digestión rápida. El sembrar el tanque con lodos en digestión activa, provenientes de un tanque de Imhoff cercano o algún digester de lodos, podría ser recomendable siempre y cuando se haga en forma conveniente, o si no, debe controlarse el pH en el compartimiento de lodos y mantenerse por encima de 6.8 para prevenir cualquiera condición ácida desfavorable para una digestión adecuada.

Esto puede lograrse mediante la adición de una lechada de cal, en forma gradual, al influente, o agregando cal en la cámara de natas. Debe tenerse cuidado de no agregar una gran cantidad de cal en un tiempo muy corto, pues la acción repentina de la cal tiende a transformar la digestión (Manual de tratamiento de aguas negras, 1976).

Como carga superficial aplicable a los tanques Imhoff se ha recomendado el uso de $25.0 \text{ m}^3/\text{día}/\text{m}^2$ y con un tiempo de retención entre 2 y 4 horas. El comportamiento de digestión debe tener capacidad para almacenar los lodos producidos en un período de 30 a 60 días, según la temperatura ambiente promedio, aunque las condiciones de dimensionamiento pueden variar de acuerdo con la calidad de las aguas residuales. (Imhoff, 1980).

2.3.3. Disposición de lodos

Los lechos de secado sirven para la deshidratación de los lodos producidos en procesos de tratamiento tales como

sedimentadores primarios, fosa sépticas, tanques Imhoff o digestores de lodos biológicos. Como su nombre lo indica los lechos de secado son camas de arena y grava graduada; el proceso de deshidratación tiene lugar por la evaporación solar y la infiltración del agua.

Es característico dejar secar por una, dos o cuatro semanas dependiendo de las condiciones de filtración y evaporación y los lodos secos se remueven en forma manual para su disposición final.

Los lechos de secado están limitados a comunidades pequeñas y de tamaño medio, y para poblaciones de hasta 20,000 habitantes (Metcalf y Eddy, 1980).

2.3.4. Tratamiento secundario

2.3.4.1. Laguna de estabilización

Este tipo de lagunas tiene un uso extensivo en todos los países, incluyendo los desarrollados como Canadá, Estados Unidos y muchos países europeos, en realidad se trata de un proceso natural clasificándose en tres tipos:

a) Aeróbicas.

Son lagunas de poca profundidad donde la materia orgánica es utilizada por la biomasa principalmente bajo la acción de plantas acuáticas, las mismas que por acción de la fotosíntesis toman el CO_2

y cambian proporcionando Oxígeno molecular libre. Existen otros factores que influyen notablemente para el diseño de este tipo de lagunas; como la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) aplicada, la especie que conforman las algas, la energía solar, la absorción de la luz por las algas, la eficiencia de la fotosíntesis en la producción de oxígeno libre, la concentración de los nutrientes, como el Nitrógeno y el Fósforo, sólidos en suspensión y sedimentables, el carácter tóxico de algunos residuos; además los aspectos físicos y meteorológicos e hidrológicos como son el tamaño de la laguna y su profundidad, la temperatura, dirección y velocidad del viento, la evaporación, el porcentaje de días con sol y la característica del suelo si es o no permeable, existiendo un sinnúmero de parámetros para su diseño lo que hace muy complejo su estudio. (Manual de curso, 1976).

b) Facultativas.

Son las mas usadas, tienen una profundidad aproximada de 1 metro y presenta tres zonas definidas: en el fondo las condiciones son anaeróbicas; en el centro es mixto; en la parte superior es aeróbica.

c) Anaerobias.

Se emplean donde predomina el proceso de degradación anaeróbica, donde los compuestos orgánicos por la acción bacteriana

y metabólica los transforma en sustancias abióticas que son tomadas por las plantas para su sustento. Estos compuestos serán: CO_2 , H_2S , H_2 , S_2 , Pb_3 , CO_3 , metano; este tipo de lagunas son más profundas y de gran capacidad, actualmente muchos países están experimentando este tipo de lagunas para bajar la carga orgánica y someter las aguas negras posteriormente a tratamiento secundario.

2.3.4.2. Diseño

Cuando se diseñan lagunas de estabilización es recomendable someter las aguas negras a un tratamiento primario utilizando el tanque Imhoff, en esta forma se reduce la carga orgánica y el proceso es más eficiente.

Este tipo de lagunas de estabilización se diseñan para pequeñas comunidades, generalmente para poblaciones menores o igual a 10,000 habitantes (Braile y Cavalcanti, 1980).

Se presenta a continuación el cuadro 5 donde se muestran características tales como la carga orgánica, período de retención, carga hidráulica, profundidad, mezcla necesaria y porcentaje de eficiencia que determinan las bases para el diseño de lagunas .

La laguna de estabilización es el proceso mas eficiente en la destrucción de coliformes, por lo tanto los desechos tratados en lagunas de estabilización sufren cambios con el período de retención.

Cuadro 5. Bases de diseño para varios tipos de lagunas

Tipo de laguna	Carga Orgánica Lo kg de DBO/ha/día	Periodo de Retención Tr.	Carga hidráulica cm/día	Profundidad cm	mezcla necesaria	Eficienc. %
Aerobia	225 o menor 112 a 225 sin olores	de 2 a 4 3 Normal	de 5 a 12 ± 10 sin olor	-30 trópico 30 a 60	SI	=80
Anaerobia	225 o mayor 335 a 700 y mas con olores ocasionales	de 10 a 50 ± 30	6 o mas 20 a 30	250 - 300	NO	=70
Facultativa	56 a 168 (22 a 56 sin olores). 70 líquidas cloacal crudo 190 efluente del primario.	15 a 100 5 a 7 del primario 50 o mas para crudo 500 o mas para crud 80 o mas sin efluente (se infiltra todo).	2.5 (sin olor) 2.5 para crudo 7 a 15 efluente 7 a 15 efluente primario	90 a 150 90 Efluente primario 125 líquido crudo	NO	= 85 a 95

Fuente: (G. Rivas, Mijares 1980)

2.3.5. Desinfección

2.3.5.1. Cloración

La inyección o dosificación de un desinfectante es necesaria para obtener agua de forma continua, exenta de bacterias pútridas y gérmenes patógenos conforme a las normas y a los ensayos oficiales basados en Escherichia coli, los estreptococos fecales y los Clostridium sp sulfito - reductores.

Un tiempo de contacto de 20 a 30 minutos como mínimo (es deseable que sea de 1 a 2 hr), con una dosis de cloro o dióxido de cloro residual de 3.0 a 9.0 g / m³. (Degremont, 1979).

Se recomienda la desinfección cuando se quiere reutilizar las aguas residuales tratadas, con fines de riego. La desinfección solo tiene sentido cuando previamente se ha realizado una buena depuración y clarificación del agua para ser más eficaz, la desinfección con cloro (Nemerov, 1971).

Cuando las aguas negras o los efluentes de sus tratamientos se

descargan en masas de aguas o que son utilizadas en riego, se requiere un tratamiento para destruir los organismos patógenos, a fin de que sean mínimos los peligros para la salud debido a la contaminación

La cloración para desinfección requiere que esencialmente sean destruidos todos los organismos patógenos en el efluente de una planta de tratamiento de aguas negras. El monto de las sustancias reductoras, tanto orgánicas como inorgánicas, varía tanto, que la cantidad de cloro que tiene que agregarse a las aguas negras para diversos propósitos, resulta también muy variable. El cloro que consumen esas sustancias reductoras orgánicas e inorgánicas, se define como la demanda de cloro. Es igual a la cantidad que se agrega, menos la que permanece como cloro combinado después de un cierto tiempo que generalmente es de 15 minutos (Salvato, 1968)

Para la desinfección del agua depurada que será utilizada en riego se cuenta con la disponibilidad de diversos productos clorados, principalmente polvo blanqueador (Cl_2 , CaO) con contenido de cloro útil de 33.5 a 39 por 100; hipoclorito de calcio (ClO_2 , Ca) que se vende bajo nombres registrados como HTH, Pittchlor, Hoodchlor, Perchloron, etc., con contenido de cloro útil de 70 por 100; soluciones de hipoclorito de sodio (ClONa) que contiene de 3 a 5 por 100 ó 10 a 16 por 100, en peso de cloro útil y se vende con nombres registrados como Clorox, Furex, Hypro, White, Magic, Nubora, Chlor, White Rose, etc., cloro líquido en cilindros de 10, 15, 25, 100, y 150 lb; tambores de 200 lb, tanques y vagones de ferrocarril con capacidad de 32,000, 60,000 o 110,000 lb de cloro

liquido. (Acevedo y Hess, 1970).

2.4. Reuso del agua en la agricultura

2.4.1 Reutilización de distintos tipos de agua en riego agrícola.

Según la SARH, 1976 en México a la fecha se han caracterizado los más importantes tipos de agua usados en irrigación extensiva, evaluando en función de la calidad permisible para uso agrícola, los riesgos de afectación de suelo y rendimientos de cultivos. Los tipos de aguas estudiados son: a) agua residual doméstica. b) agua residual industrial. c) agua residual combinada (doméstica e industrial) d) Agua de retorno agrícola y e) aguas de primera calidad (pozo y escurrimiento pluvial rural).

Se han seleccionado para propósito de investigación y aplicación de la tecnología apropiada los tipos de aguas representativos en cuanto a su generación y los que presentan las condiciones mas desfavorables para su reutilización sin previo tratamiento y que actualmente son aprovechados en riego.

a) Agua residual doméstica

Para el aprovechamiento de efluentes municipales (agua residual de origen doméstico) es necesario un tratamiento de disminución de materia orgánica y una desinfección del efluente final, para de esta manera evitar la contaminación de cultivos a partir del agua de riego.

Las aportaciones de nutrientes son altamente estimada, por sus elevados contenidos de macro y micronutrientes, así como por sus concentraciones de materia orgánica que mejoran la textura del perfil cultivable.

La generación del agua residual municipal depende de varios factores como son: tamaño de población, porcentaje servido con sistema de alcantarillado, dotación de agua servida, clima y costumbres de las zona.

b) Agua residual industrial.

Resulta francamente riesgosa la generalización acerca de la calidad del agua generada por la industria ya que cada ramo industrial y aún dentro de éstos cada proceso productivo, da a lugar a calidades sumamente heterogéneas.

La reutilización del agua residual industrial en la agricultura es limitada sobre todo pensando que el mayor consumo de agua por la industria es para enfriamiento, siendo la alta temperatura muy riesgosa para el cultivo sobre todo si el pH de la misma es ácido. Los peligros de sodicidad y salinidad del agua residual industrial son altos, alcanzándose la clasificación de C₄S₃ en las descargas, lo que hace impropio su aprovechamiento agrícola. La reutilización de agua residual industrial debe ser estudiada en cada caso particular ya que existen industrias cuyos efluentes presentan una elevada concentración de metales tóxicos y sales, lo cual se traduce en perjuicios de suelos y nulos rendimientos de

cultivos.

c) Agua residual combinada

Este tipo de agua presenta concentraciones de sales y sodios, que según las regulaciones existentes es impropia para el uso agrícola. Es recomendable el tratamiento de este tipo de efluentes antes de su aprovechamiento en riego.

d) Agua de retorno agrícola

Es obvio que la calidad del agua de retorno agrícola está en función de la calidad del agua de riego que la origina y en cierto grado de las características del suelo al cual lixivia, mas en términos generales es de mejor calidad gracias a la eficiente remoción de materia orgánica y nutrientes para beneficio del suelo; sin embargo, lo anterior depende de la textura y de la abundancia relativa de ciertos compuestos naturales del suelo, el agua de drenaje puede arrastrar cantidades apreciables de sales, y sustancias tóxicas como arsénico, cianuros y residuos de plaguicidas (SARH, 1976).

Enseguida se expone, de acuerdo con Eckenfelder (1967) las características de control para los diferentes tipos de aguas residuales empleadas en riego.

Agua residual industrial

Salinidad. Pre-tratamiento de efluentes con conductividad eléctrica de 2500 mhos/cm

pH y Temperatura. Indispensable control y ajuste a condiciones

óptimas. Uso D -III

Nutrientes. Beneficio condicionado a la acidez del agua pH óptimo = 6.5.

Micronutrientes. Beneficio condicionado a la acidez del suelo.

Metales y sustancias Tóxicas.- Control eventual en efluentes de industrias polutivas Hg, Cr, Cd, Pb, Observaciones:

En algunos efluentes ocurren sobre concentraciones de nutrientes que deben ser removidos.

Agua residual doméstica

Salinidad. Tratamiento adecuada para todo tipo de cultivo.

pH y Temperatura. Sin problemas.

Nutrientes. Aportaciones benéficas para cultivos con grandes requerimientos.

Micronutrientes. Aportaciones benéficas.

Metales y sustancias Tóxicas. Control de SA AM y plaguicidas domésticos en abundancia.

Observaciones:

Control en la dosificación de desinfectante sea este líquido o gaseoso y control sanitario de la zona de aprovechamiento para evitar infecciones bacterianas, si se cuenta con lodos digeridos y tratados en lechos de secado, cuidar su desinfección.

Agua residual combinada

Salinidad adecuada para cultivos semitolerantes, drenaje agrícola eficiente.

pH y Temperatura sin problema

Nutrientes. En suelos pobres aportaciones benéficas. En suelo fértil control de hiperfertilización.

Micronutrientes. Control de boro, molibdeno, y manganeso.

Metales y sustancias Tóxicas. Control de efluentes industriales con aportación de CN, As, Cd y Cr.

Observaciones:

Pretratamiento económico en vasos de retención y presas derivadoras con lirio acuático. Control bacteriano.

Agua residual de retorno Agrícola

Salinidad. Control eventual del lixiviado excesivo de iones salinos.

pH y Temperatura. Sin problemas.

Nutrientes. Aportaciones modestas.

Micronutrientes. Control de micronutrientes arrastrados en exceso.

Metales y sustancias tóxicas. Control de As y residuos de plaguicidas.

Observaciones:

Conveniente la mezcla con aguas de sobrerriego y de primera calidad para obtener diluciones salinas.

III. MATERIALES Y METODOS

3.1. Descripción del sitio

3.1.1. Ubicación

El sitio donde se proyecta la planta de tratamiento está localizado en la parte suroeste de la población de Marín, aledaña a la estación experimental de la FAUANL Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León, ubicada en el municipio de Marín, en el Estado de Nuevo León, cuyas coordenadas geográficas son 25° 05' en la latitud norte y 100° 03' de longitud al Oeste del meridiano de Greenwich, a una altura de 367 metros sobre el nivel del mar.

3.1.2. Clima

De acuerdo a la clasificación climática de Köppen, modificada por García (1973), el Municipio de Marín, presenta un clima característico del tipo BS₁ h' hx' (e'), esto es, un clima de desierto estepario donde la temperatura se eleva a 40°C o más en el verano y puede descender a varios grados bajo cero durante el invierno, con lluvias escasas distribuidas durante todo el año, con un porcentaje de lluvia invernal superior al 18%, un 76% de la precipitación se considera de Mayo a Octubre, el deficit de presión de saturación varía de 17.3 a 22.6 mb y la insolación media mensual es de 180 a 200 horas (DGETEN, 1980).

Para el desarrollo del proyecto se tomó en consideración la

temperatura promedio durante cada período de muestreo como uno de los parámetros de diseño para cada una de las unidades de la planta de tratamiento. Dichas temperaturas se presentan en Cuadro (13). Los vientos se registran con una intensidad promedio de alrededor de 20 km/hr provenientes de masas de aire marítimo tropical del norte y noreste.

3.1.3. Suelos

Los suelos predominantes en la zona donde se proyecta la planta de tratamiento son de tipo calcáreo sedimentario. La textura del suelo es arcillosa, lo cual varía con la profundidad; así, el horizonte "A" tiene un 52.4% de arcilla, mientras que el horizonte "C" un 63.3%. El pH de 7.9 casi no se altera con la profundidad, teniendo valores similares para los tres horizontes. La cantidad de sales solubles se encuentra acumulada más en el horizonte "B", esto de debe probablemente a la poca lixiviación. La materia orgánica disminuye con la profundidad existiendo un 2.07% a los 25 cm y a los 125 cm se tiene 0.1% ; similarmente los elementos N, P y K disminuyen en cantidad conforme se avanza a mayor profundidad (F.A.U.A.N.L.). Laboratorio de suelos, 1992 (Cuadro 1 del apéndice)

3.1.4. Vegetación

La comunidad vegetal según Acosta (1988) es matorral mediano subperennifolio, caracterizado por especies arbustivas con espinas

laterales. La altura de los arbustos varía entre 1 y 3 m. Las plantas arbustivas dominantes son chaparro prieto (Acacia rigidula), granjeno (Celtis pallida), guayacán (Porlieria angustifolia) y palo verde (Cercidium macranthum). Durante la estación húmeda crecen hierbas anuales como Dyssodia spp., Cynanchum spp. y Zephyranthes spp. Los zacates importantes que crecen en esta región son el Zacate buffel (Cenchrus ciliaris), zacate mezquite (Hilaria berlandieri), pajita tempranera (Setaria macrostachya) y zacate halli (Panicum hallii).

3.2. Materiales

Como información preliminar para iniciar el proyecto se procedió a recopilar información oficial en el Municipio de Marín, en Agua y Drenaje de Monterrey, en el Sistema integral de instituciones del Estado de Nuevo León SISTELEON, y en la FAUANL, con respecto al censo de población, demanda de agua potable, dotación, tipo de fuentes, sistemas de almacenamiento, calidad del agua, característica de suelo, características del drenaje sanitario, población con servicio sanitario, número de descargas en la localidad, dotación de aguas servidas, los pronósticos respectivos hasta el año 2050, y planos topográfico, urbanístico, del sistema sanitario y de localización de la estructura existente.

Una vez obtenida esta información y analizada, se realizó la caracterización de las descargas domésticas de la población para establecer el origen de las mismas y proceder a su clasificación.

Para corroborar la existencia de los colectores primarios y secundarios existentes se realizó un seguimiento general de la red de distribución, tanto primaria como secundaria, determinando de esta manera que la información inicial requería de actualización, se procedió a efectuar un levantamiento topográfico de las nuevas líneas conductoras existentes.

3.2.1. Aforo

Se tomó como punto de aforo, el efluente que se genera en la estructura del pretratamiento existente, se colocó un recipiente de volumen conocido y se fueron determinando los tiempos de llenado, hasta obtener un promedio; con el volumen conocido y el tiempo de llenado se determinó el caudal de aforo.

3.2.2. Muestreo

Para la caracterización del efluente se tomaron muestras simples a iguales intervalos de tiempo, durante 24 horas; de estas muestras simples se obtuvo una muestra compuesta, algunos parámetros físicos y químicos fueron caracterizados en el sitio del muestreo.

3.2.3. Análisis

Se determinaron parámetros físicos, químicos y microbiológicos

en los Laboratorios de Bromatología y Microbiología de la FAUANL, Tanto la determinación cualitativa como cuantitativa de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos determinados in situ y en el laboratorio y que fueron utilizados en la caracterización del agua residual de Marín, N.L. se rigieron por los métodos standard establecidos previamente por la American Water Woorks, 18 th Edition 1992.

3.2.4. Elaboración de planos

Una vez que la información recopilada en las instituciones públicas fue analizada, seleccionada y complementada con los trabajos adicionales, se procedió a elaborar los planos del proyecto de la planta de tratamiento. Los planos elaborados de acuerdo a la referencia son: topográfico y urbanístico, de la estructura existente, del detalle de la estructura del pretratamiento existente y plano de localización, distribución general de la planta y obras.

En el capítulo siguiente , y de acuerdo a los resultados obtenidos de la caracterización del agua residual, se diseñan las unidades que conforman la planta de tratamiento y se procede a la elaboración del plano de diagrama de los niveles hidráulicos.

3.3. Métodos

3.3.1. Aportación del agua en Marín, N.L.

Para determinar las características generales del Municipio

de Marín, N.L. y su situación actual con respecto al sistema de agua potable y alcantarillado sanitario se procedió a la elaboración del Cuadro 6 de acuerdo la información proporcionada en el SISTELEON estudio estatal, 1992 (comunicación personal) Organizando las características más representativas para atacar la problemática del recurso agua residual doméstica en este municipio en base a un análisis de información histórica, general y actual referente a agua potable, drenaje sanitario, situación actual del agua tanto potable como residual para de esta manera elaborar el Cuadro 7 en el cual se establece un pronóstico con la información procesada desde el año 1994 hasta el año 2050.

Cuadro 6. Datos generales de población y tipo de agua del Municipio de Marín, N.L.

Población histórica		Información general	Situación actual de:
Años	Hab.	Años de fundación:184	Agua
1895	3,085	Clima: Extremoso, temp. media anual de 22 grados centígrados, temperatura máxima absoluta de 45 grados centígrados temperatura mínima absoluta de - 9 grados centígrados. Precipitación anual: 400 mm. Superficie: 129.0 kilómetros cuadrados. Posición geográfica: 25 grados 53 minutos latitud norte y 100 grados , 02 minutos longitud oeste. Altura: 393 metros sobre el nivel del mar Nacimientos: 85 por año	Población total; 6,050 habitantes Población servida; 4,961 habitantes Dotación 200 l/hab /día Demanda 16 l/seg No. de tomas Comerciales 16 Industriales 0 Domésticas 886 Tipo de fuente subterránea calidad del agua:buena Desinfección: Cloro gas Drenaje: Población total 6,050 habitantes Población servida 3388 habitantes Número de descargas 616 P T A R Laguna de Oxidación. Capacidad de diseño 20 l/seg. dotación 300-450 l/ha/día Coeficiente de aportación (F) 0.8 Coeficiente de Harmond (M) 2.96 Mayo de 1991
1900	2,982		
1910	2,822		
1921	2,098		
1930	1,852		
1940	1,726		
1950	1,522		
1960	1,289		
1970	1,219		
1980	1,745		
1990	2,400		
Población del Municipio 6,050			
Población pronóstico			
Años	Habi.		
1995	6.912		
2000	10,303		
2030	16,891		
2050	26,102		

Como ya fue indicado, con los datos anteriores se actualiza y se pronostica los datos de demanda de agua potable y alcantarillado de Marín, N.L.

Cuadro 7. datos actualizados y pronósticos de la demanda de agua potable y alcantarillado de la cabecera Municipal de Marín.

Agua Potable (actual)		Drenaje sanitario (actual)			
- Población		- Población			
* Total	6050	* Total	6,050		
* Servida	4,961	* Servida	3,388 Población con servicio		
- Dotación	200 lt/hab/día	- Número de descargas	616		
- Demanda	16 lt/seg	- Dotación de	300 - 450 l/ha/día		
		- Coeficiente de aportación (F)	0.8		
		- Coeficiente de Harmond (M)	2.96		
- Números de tomas	902	- Sistema de tratamiento	lagunas de oxidación, no en funcionamiento estructura existente.		
- Tipos de fuentes	subterráneos				
- Tanque de almacenamiento	número y capacidad en metros cúbicos				
* Superficiales				
* Elevados	1.....200				
- Calidad de agua					
* Buena desinfección con Cloro--gas					
PRONOSTICOS					
AÑO	1995	2000	2010	2030	2050
-Población					
* Total	6,912	7,897	10,308	16,891	26,102
* Servida	5,737	6,633	8,762	14,526	22,709
* No Tomas	1,043	1,206	1,593	2,641	4,129
- Dotación					
l/h/día	200	200	200	200	200
-Número de descargas	943	1206	1593	2641	4129
- Demanda*					
l/seg.	17.9	20.0	25.4	40.8	63.0

* Los datos de la demanda (l/seg), corresponden al Sistema de Agua Potable de la Cabecera Municipal (SISTELEON), Estudio Estatal (1992).

3.3.2. Zonificación del área de estudio

Una vez identificados los colectores y su red de distribución se precedió al estudio de la ubicación del punto de aforo y muestreo para la caracterización del agua residual de la población de Marín identificado como efluente de descarga, donde se encontró la estructura de un pre-tratamiento y dos lagunas de estabilización que no cumplen con el objetivo real del requerimiento para el tratamiento de las aguas residuales.

La estación de muestreo seleccionada a la salida de la estructura existente (pre-tratamiento) señalará la característica del agua residual de la población de Marín, N.L. (Plano 3). Esta estación recoge las aguas residuales de toda la población que cuenta con servicio sanitario.

Las características que contribuyeron a la identificación del punto de aforo y muestreo fueron: del sistema sanitario de distribución, del efluente, topográficas y la existencia de la estructura de pre-tratamiento, considerando su redimensionamiento al presente proyecto. Estas características a la vez define el punto de captación de la obra que será la cámara de registro ubicada en la parte noreste de la estructura del pretratamiento existente, de la cual descarga el flujo proveniente de la población de Marín el mismo que ingresará al sistema de pre-tratamiento proyectado.

Las unidades proyectadas estarán localizadas dentro del perímetro destinado al tratamiento de las aguas residuales de la

localidad de Marín, de esta manera se aprovechan los gradientes hidráulicos.

3.3.3. Definición de la muestra

3.3.3.1. Aforo

Esta operación se realizó para conocer el gasto o volumen de agua que pasa por la sección transversal de una corriente por la unidad de tiempo.

$$\text{medición} = f \left[\begin{array}{l} \text{volumen de la corriente} \\ \text{Condiciones físicas del lugar} \\ \text{Grado de precisión} \end{array} \right]$$

Mediciones de caudales

De acuerdo con lo propuesto por Braille y cavalcanti, (1979). La medición de caudales puede hacerse en canales abiertos o en tuberías. Los métodos de medición son: 1) el de sección transversal de la corriente y la velocidad, 2) el de la sección y la pendiente hidráulica, 3) utilizando el aforador Parshall y 5) el método volumétrico.

Este ultimo se emplea cuando a la corriente que se va a aforar, descargan gastos medianos de tuberías y canales; para ello se procede de la siguiente manera:

- 1) Se mide la capacidad o volumen de un cubo o recipiente mediante una probeta.
- 2) Se coloca el recipiente o cubo bajo el tubo o canal que se quiere aforar, para que se llene.

- 3) Se mide el tiempo que tarda la descarga en llenar al cubo.
- 4) Con los datos de tiempo y volumen determinados se calcula el gasto aplicando la fórmula siguiente:

$$Q = V/t$$

donde:

Q = Caudal en l/seg

V = # de litros recogidos en la cubeta

t = tiempo (seg) el cual se recogió

3.3.3.2. Muestreo.

3.3.3.2.1. Clasificación del muestreo

En el manual de tratamiento de aguas negras del Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York (1976) determina que dependiendo de su naturaleza existen tipos diferentes de muestra. Enseguida se enlistan y se describen cada una.

En el presente trabajo el muestreo se realizó de la manera siguiente:

Muestra simple

Consiste en tomar una sola muestra pero no indica las variaciones en la calidad que pudiera haber en el efluente muestreado.

- 1) Se tomó la muestra, al centro de la corriente donde el flujo es turbulento para asegurar buen mezclado.
- 2) El recipiente muestreador atado con una cuerda se introdujo en

el agua hasta el fondo obteniéndose así la profundidad de la corriente en el punto de muestreo.

- 3) Se sube el muestreador y se enjuaga con la misma agua el recipiente para la muestra.

Muestra compuesta

Según su volumen. Se obtiene mezclando varias muestras simples de igual volumen, pero todas en un lapso de tiempo determinado y a intervalos fijos; brinda un valor más preciso de la calidad promedio del agua.

- a) Durante un período de tiempo hasta completar 24 se tomaron muestras parciales, las cuales se conservaron en hielo.
- b) Se aforó el caudal ($m^3/seg.$) para efecto de preparación de la muestra compuesta.
- c) De cada muestra horaria previamente homogeneizada se midió volumen, dado por la fórmula.

$$V_h = \frac{V * Q_h}{Q_T}$$

donde:

V_h = Volumen a medir de la muestra horaria

Q_h = Caudal horario que le corresponde

V = Volumen de la muestra compuesta que se requiere preparar.

$Q_t = \Sigma Q_{hi}$.

Preservación de las muestras

Generalmente, entre la colección de la muestra y su análisis en laboratorio, existe un intervalo de tiempo que puede ser horas o días.

Durante este tiempo toman lugar reacciones físicas, químicas o bioquímicas que cambian las características de la calidad del agua; por lo tanto, las muestras se preservaron con la adición de preservativos químicos o bajando la temperatura según sea el parámetro a medir con el propósito de retardar la reacción. El intervalo de tiempo varía con el tipo de examen y el carácter de la muestra. La Mota, (1982).

3.3.3.3. Parámetros in situ

Tres muestreos y análisis periódicos a diferentes horas indican la dinámica de las variables que determinan las fluctuaciones reales en la calidad del agua; en el caso particular se tomaron muestras cada hora en los dos primeros muestreos el día 2 de junio de 1993 y 7 de julio de 1993, desde las 7:00h hasta las 6:00h del día siguiente (24:00h) respectivamente, es decir a intervalos iguales, en el tercer muestreo correspondiente al 17 de agosto de 1993, se tomaron muestras cada cuatro horas, desde las 08:00h hasta las 04:00h del día siguiente, durante (24:00h), donde se midieron las siguientes variables en el sitio:

Temperatura

La temperatura Se midió tanto en el sitio de muestreo como en

el laboratorio para lo cual se utilizó un termómetro fisher con rango de -10 a 120 °C.

pH.

El pH se determinó tanto en el sitio como en el laboratorio, Para ésta determinación se utilizó un potenciómetro digital de bolsillo (manual) marca Corning modelo SG-15.

Sólidos sedimentables

Esta variable se tomo en el sitio utilizando el principio de que cuando una partícula inicia su descenso en un líquido en reposo, esta originalmente sometida a dos fuerza, a saber, la fuerza de flotación determinada por el peso del volumen del líquido que desplaza, y por su propio peso debido a las fuerzas grabitacionales en aplicación a este principio se determinó utilizando tres conos Imhoff. siguiendo la metodología establecida en el Standard Methods, 18 th. Edition 1992.

Oxígeno inicial (OD)

Este parámetro se fijó y se determinó en el campo por el método Winkler metodología establecida en el Standard Methods, 18 th. Edition 1992.

Además es importante incluir en la observación, la

determinación del color y el olor, que darán una idea de materia orgánica o algún desecho industrial, etc.

3.3.3.4. Parámetros determinados en el laboratorio

Demanda Bioquímica de Oxígeno en cinco días (DBO)₅

Esta prueba o ensayo de laboratorio es uno de los que mayor significado tiene, dentro de todo el paquete rutinario para la caracterización de las aguas residuales por lo que se siguió la metodología establecida en el Standard Methods, 18 th. Edition 1992.

La estabilización de la materia orgánica es el resultado del proceso de utilización de dicha materia por parte de los microorganismos, los cuales la requieren para derivar de ella la energía necesaria para sus procesos vivientes y para sintetizar más masa celular. En tal actividad, el oxígeno es necesario para lograr que el carbono y el nitrógeno alcancen sus estados de mayor oxidación. La DBO representa, por lo tanto, una medida indirecta de la concentración de materia orgánica e inorgánica degradable o transformable biológicamente. La Mota, (1982).

Los procedimientos para efectuar el ensayo de laboratorio mediante el cual se determina la Demanda Bioquímica de Oxígeno, están descritos en el Standard Methods publicado por la American Water Works Association A.W.W.A, (1992). La DBO₅, sin embargo, está sujeta a muchas variables. A continuación se presentan algunas

consideraciones generales sobre dichas variables, que se tomaron en cuenta en el análisis de laboratorio para obtener un mayor grado de exactitud en la determinación del parámetro de acuerdo con lo manifestado por La Mota, (1982).

Tiempo de incubación

El tiempo necesario para la estabilización completa de la materia orgánica presente en las aguas residuales depende por la general de la naturaleza del desecho, aunque frecuentemente se considere que al cabo de 20 días ya se ha logrado una muy buena oxidación. Este ensayo de laboratorio se le denomina Demanda Bioquímica de Oxígeno Última, DBO_u o DBO_{20} . La prueba o ensayo normal, sin embargo, se realiza midiendo la cantidad de oxígeno consumido, o sea la demanda satisfecha al cabo de cinco días y se reporta como DBO_5 .

La importancia del tiempo de incubación de la botella de DBO como variable a incorporar en el reporte de los resultados, se desprende de la ecuación matemática básica, mediante la cual se describe el proceso de satisfacción de la demanda bioquímica de oxígeno. Esta ecuación puede expresarse de la siguiente manera:

$$\frac{ds}{dt} = -K_1S \quad (1)$$

donde :

S = Concentración de materia orgánica reactante.

K_1 = Coeficiente de reacción en base e .

La anterior ecuación, luego de su integración y evaluación entre los tiempos 0 y t, arroja el siguiente resultado:

$$\log_e \frac{S_t}{S_o} = K_1 t \quad (2)$$

en donde:

S_o = Concentración inicial de materia orgánica, o demanda última de oxígeno.

S_t = Concentración de materia orgánica remanente al cabo del tiempo t o demanda de oxígeno aún sin satisfacer.

K_1 = Coeficiente de reacción en base e.

Por consiguiente, la demanda de oxígeno satisfecha al cabo del tiempo t, viene dada por la siguiente expresión:

$$Y = S_o - S_t \quad (3)$$

en donde:

Y = DBO satisfecha en el tiempo t

Al sustituir la ecuación (3) en la ecuación (2) resulta, luego de reagrupar términos que:

$$Y = S_o (1 - e^{-K_1 t}) \quad (4)$$

La cual es la ecuación básica para definir la tasa de reacción de la DBO, si se acepta que la reacción es una reacción de primer orden.

El mecanismo de oxidación mas comúnmente aceptado indica que la reacción bioquímica procede en dos etapas. En la primera, que puede tener una duración que varía entre 12 y 60 horas, los microorganismos presentan una alta tasa de crecimiento debido a la asimilación de materia orgánica. La segunda etapa procede mas lentamente y en ella los microorganismos utilizan y oxidan la materia orgánica asimilada y se autooxidan.

Hasta el presente, no se ha desarrollado un modelo matemático basado sobre consideraciones teóricas, y por lo tanto la mayoría de los ingenieros e investigadores continúan usando la ecuación de reacciones de primer orden para describir la tasa de reacción de la DBO.

Nitrificación

Las ecuaciones descritas anteriormente se refieren al consumo de oxígeno en la oxidación de la fracción carbonácea de la muestra de aguas residuales.

Generalmente se considera que el ensayo de la DBO solo mide dicha fracción carbonácea de la muestra. Sin embargo, en el proceso bioquímico que ocurre en la botella de DBO, donde se incuba la muestra, también puede tener lugar la oxidación del material nitrogenado, con lo cual también se contribuye a ejercer una

La cual es la ecuación básica para definir la tasa de reacción de la DBO, si se acepta que la reacción es una reacción de primer orden.

El mecanismo de oxidación mas comúnmente aceptado indica que la reacción bioquímica procede en dos etapas. En la primera, que puede tener una duración que varía entre 12 y 60 horas, los microorganismos presentan una alta tasa de crecimiento debido a la asimilación de materia orgánica. La segunda etapa procede mas lentamente y en ella los microorganismos utilizan y oxidan la materia orgánica asimilada y se autooxidan.

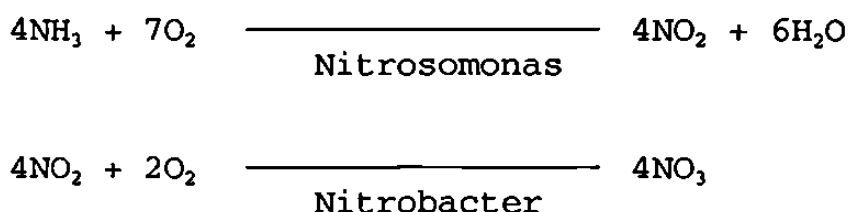
Hasta el presente, no se ha desarrollado un modelo matemático basado sobre consideraciones teóricas, y por lo tanto la mayoría de los ingenieros e investigadores continúan usando la ecuación de reacciones de primer orden para describir la tasa de reacción de la DBO.

Nitrificación

Las ecuaciones descritas anteriormente se refieren al consumo de oxígeno en la oxidación de la fracción carbonácea de la muestra de aguas residuales.

Generalmente se considera que el ensayo de la DBO solo mide dicha fracción carbonácea de la muestra. Sin embargo, en el proceso bioquímico que ocurre en la botella de DBO, donde se incuba la muestra, también puede tener lugar la oxidación del material nitrogenado, con lo cual también se contribuye a ejercer una

demanda bioquímica de oxígeno. Estas reacciones de oxidación pueden representarse de la forma siguiente:



Las anteriores reacciones de oxidación están caracterizadas por una baja tasa de reacción, es decir, la reacción procede muy lentamente. Cuando se las compara con la velocidad a la cual se oxida el material carbonáceo, se podrá constatar que la tasa de reacción de oxidación del material nitrogenado pueden ocurrir simultáneamente. La nitrificación solo se inicia cuando se ha satisfecho parcialmente la demanda de oxígeno de la fracción carbonácea.

Las anteriores reacciones pueden representarse por la siguiente ecuación matemática:

$$Y = S_o (1 - e^{-k_1 t}) + S_{on} (1 - e^{-k_2 t}) \quad (4)$$

donde:

Y = DBO total al cabo del tiempo t

S_o = DBO última ejercida por la fracción carbonácea, en mg/l

S_{on} = DBO última ejercida por la fracción nitrogenada, en mg/l

t = tiempo de incubación transcurrido

K₁ = tasa de reacción para la demanda carbonácea

K_2 = tasa de reacción para la demanda nitrogenada.

Factores ambientales

Algunos factores ambientales, especialmente la temperatura y el pH, pueden afectar los resultados de la DBO. El procedimiento de laboratorio especifica que el ensayo debe realizarse a una temperatura de 20 °C. Sin embargo, en muchas ocasiones no es posible satisfacer esta exigencia, pues las condiciones reales del laboratorio o de campo no lo permiten, y por consiguiente se usan otras temperaturas de incubación. En tal caso, es necesario corregir el valor de la DBO obtenido en el laboratorio, mediante el uso de un factor de corrección θ , que tiene en cuenta el efecto de la temperatura sobre la constante de reacción K :

$$\theta = \frac{K_1 \text{ a temperatura } t}{K_1 \text{ a } 20 \text{ } ^\circ\text{C}} \quad (5)$$

El valor de θ para la fracción carbonácea de la DBO tiene los siguientes valores:

$$\theta = 1.135 \quad \text{para temperatura entre } 4 \text{ y } 20 \text{ } ^\circ\text{C}$$

$$\theta = 1.056 \quad \text{para temperatura entre } 20 \text{ y } 30 \text{ } ^\circ\text{C}$$

El valor de pH de la muestra debe ajustarse a 7.2, si el valor original del pH está fuera del rango 6.5 a 8.3, pues se pueden obtener valores erráticos.

Toxicidad

Algunos materiales o compuestos tóxicos presentes en las muestras de las aguas residuales pueden interferir significativamente con los resultados de la DBO, al tener un efecto biotóxico o bacteriostático sobre los microorganismos que componen la "semilla biológica". Este efecto generalmente se pone en evidencia por variaciones en los valores de la DBO, la cual aumenta al incrementar la dilución de la muestra. Lo anterior es un índice de materias tóxicas y, por lo tanto, será necesario predeterminar el valor de dilución por encima del cual, los resultados de la DBO son consistentes. Si la toxicidad es debida a la presencia de metales tóxicos, su efecto puede eliminarse por quelación.

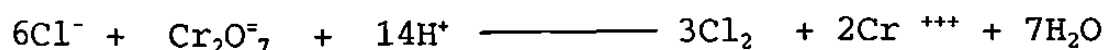
Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno, DQO, se determinó como el ensayo de laboratorio que midió el equivalente de oxígeno de la fracción de materia orgánica presente en la muestra, que es susceptible de oxidación, en medio ácido, por parte del dicromato o permanganato. Este es un ensayo que se ha utilizado como parámetro para caracterizar el contenido de materia orgánica de las aguas residuales siguiendo la metodología de reflujo abierto establecida en el Standard Methods, 18 th. Edition 1992.

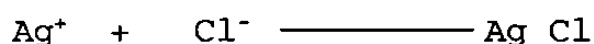
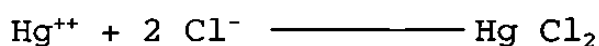
Generalmente se debe esperar que el valor de la Demanda Bioquímica de Oxígeno Última, DBO_u , se aproxime al valor de la DQO.

sin embargo, algunos factores determinan que lo anterior no suceda así. De acuerdo con Ford, D.L. y Eckenfelder, (1966) entre tales factores se puede mencionar a los siguientes:

- a) Muchos compuestos orgánicos que son oxidables químicamente por el dicromato, no son oxidables bioquímicamente.
- b) Algunos compuestos inorgánicos tales como los sulfuros, sulfitos, tiosulfatos, nitritos y hierro ferroso son susceptibles a la oxidación por el dicromato, elevando así el valor de la DQO, lo cual conduce a error cuando solo se desea determinar la DQO debida al contenido de materia orgánica de la muestra de aguas residuales.
- c) Los resultados de la DBO, como se acaba de ver, pueden estar afectados por el uso de "semilla biológica" sin aclimatar adecuadamente, lo cual conduce a valores bajos de la DBO. La prueba de la DQO es independiente de dicha variable. Este fenómeno es mas común en el caso de aguas residuales.
- d) Los cloruros interfieren con el ensayo de la DQO, y se debe prever esta interferencia, ya que se pueden presentar valores altos de la DQO debidos a la oxidación de los cloruros por el dicromato, como se aprecia en la siguiente reacción:



siguiendo la metodología de reflujo abierto establecida en el Standard Methods, 18 th. Edition 1992. Para el examen de las aguas y aguas residuales" recomienda el uso del sulfato de mercurio, HgSO_4 , para eliminar esta interferencia. Se recomienda el uso de una adición de 10 veces una cantidad de HgSO_4 , por cada cantidad de Cl^- presente. La adición del sulfato de mercurio elimina la posibilidad de que los cloruros se combinen con la plata Ag^+ , que es un catalizador esencial para la oxidación de los alcoholes y ácidos grasos alifáticos:



Existe otro método para corregir los errores en el valor de la DQO debidos a la presencia de cloruros. Este método consiste en obtener una correlación gráfica entre la DQO y la concentración de cloruros, utilizando una muestra estándar cuyo valor de la DQO sea conocida, y a la cual se le va incrementando la concentración de cloruros para hacer posteriormente la lectura de la DQO.

El factor de corrección por cloruros se toma de esta curva y el valor de la DQO se multiplica por 1.2 para tener en cuenta la oxidación de los cloruros presentes en la muestra. Este valor será diferente dependiendo de que la muestra contenga materia orgánica o inorgánica. Este método nos indica el grado de exactitud o el porcentaje de oxidación lograda por el dicromato con reflujo.

Es necesario advertir, sin embargo, que la reproducibilidad de los valores de la DQO, obtenidos por el método del dicromato, depende del tiempo de reflujo utilizado.

Sólidos

Para la determinación de los sólidos en todas sus formas en la caracterización del agua residual de Marín, N. L. se siguió la metodología establecida en el Standard Methods, 18 th. Edition 1992.

La más importante de las características físicas del agua es el contenido total de sólidos, que se componen de materia flotante, en suspensión, coloidal y en solución.

De acuerdo con Ford, (1969). Los sólidos totales domésticos provienen de baños, lavaderos, fregaderos, desperdicios de comida, excusados, etc.

Analíticamente los sólidos totales se definen como el residuo que permanece en una cápsula de porcelana después de evaporar una muestra de agua a temperatura de 103 a 105 °C.

Los sólidos suspendidos constituyen la porción de los sólidos totales que son retenidos por un filtro de una micra de diámetro en sus poros. Es sedimentable la porción que se deposita en el fondo de un cono de Imhoff en un período de 60 minutos, y no sedimentable la porción restante.

La porción filtrable consiste de coloides que corresponden a diámetros de partículas de un milimicron a una micra, y de los

sólidos disueltos que son moléculas inorgánicas, orgánicas y iones que forman soluciones verdaderas en el agua.

Cada fracción de sólidos es clasificada respecto a su volatilidad a 600 °C. A esta temperatura la materia orgánica se oxida y se desprende de la muestra como un gas. La parte que no se volatiliza se denomina fija y representa materia mineral. Así se tienen, por ejemplo, los términos "sólidos suspendidos fijos", "sólidos disueltos volátiles", etc.

Coliformes fecales

Las bacterias denominadas coliformes se usan como un indicador de contaminación del agua por deyecciones humanas. Cada persona descarga de 100 a 400 billones de organismos coliformes por día. Debido a que el aislamiento de bacterias patógenas es difícil de realizar, la determinación de bacterias coliformes se toma como un indicador de la posible existencia de bacterias patógenas en el agua. La determinación de bacterias coliformes en el agua se basa en que son capaces de fermentar la lactosa, produciendo gas, cuando se incuban a 37°C en tubos de ensayo conteniendo muestras de agua. A partir del número de tubos que muestran producción de gas se puede calcular el número más probable de bacterias (NMP) por cada 100 ml de muestra.

La metodología utilizada para ésta determinación se basó en la que propone las especificaciones del Standard Methods, 18 th. Edition 1992. para la determinación de coliformes fecales y totales

por la acción de fermentación en tubos múltiples.

3.3.3.5. Metodología utilizada para el proyecto y calculo hidráulico de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Marín, N. L.

Criba: el principal objetivo para adoptar esta unidad en el proyecto y calculo hidráulico de la planta de tratamiento es Físico.- Interceptar materia flotante gruesa y voluminosa, desagradable a la vista (recipientes metálico, maderas, estopas, trapos, papeles y en general materias celulósicas, animales muertos, etc.)

Causa de la remoción

Es importante minimizar algunos efectos negativos al tratamiento tales como grandes variaciones de caudal y composición del mismo, así como evitar daños en las instalaciones o estructura de la planta de tratamiento, además de no permitir obstrucciones en tuberías, canales y procesos de tratamientos, como la purga de los lodos digeridos, o a través de los correspondientes tubos de drenaje de lodos por carga hidráulica como en el tanque Imhoff; además reduce la magnitud de los bancos de lodos y disminuye la absorción de oxigenación en aguas de dilución.

Condiciones de diseño

Se seguirán las condiciones de diseño propuestas por

Eckenfelder y O'Connor (1961) quienes señalan que las velocidades críticas para el gasto medio anda alrededor de ≤ 0.60 m/seg y para el gasto máximo es de aproximadamente ≤ 0.90 m/seg

El nivel de agua, aguas arriba de la reja es determinado por el nivel de agua de la unidad o canal subsiguiente y por la pérdida de carga en la reja esta pérdida de carga máxima obtenida por experiencias esta alrededor de 0.30 m (en rejillas) con velocidades aproximadas de 0.60 m/seg. lo que permite arrastres de arena, limos y arcillas.

Clasificación de las rejas

De acuerdo a su separación:

- 1) Rejillas gruesas de $7.62 \geq d \geq 3.81$ cm. (30°),
- 2) Rejillas medianas de $5 \geq d \geq 0.6$ cm. (45° a 60°).
- 3) Rejillas finas de $0.6 \geq d \geq 0.15$. 3) Cribas o cedazos (tipo disco o tambor)
 - a) finos,
 - b) microfiltros o micromallas.

De acuerdo a su gasto:

- 1) Fijas
 - a) para Q= pequeños,
 - b) para Q= medianos (poblaciones $\leq 50,000$ hab).
- 2) Móviles: para Q= grandes ($Q \geq 200$ lt/seg.).

Por su limpieza

- 1) Manual
- 2) Mecánica.

Las pérdidas de cargas en las rejillas están en función de la forma de la barra y de la altura cinética del flujo entre las barras. Kirschmer citado por Jeager. (1976), propuso la siguiente ecuación para encontrar la altura cinética del flujo en las rejillas:

$$h_v = K. v^2 / 2g.$$

donde:

h_v = Altura cinética del flujo que se aproxima a la reja o pérdida de carga en metros

K = Coeficiente de descarga dependiente de la forma de las rejillas, con un valor medio 0.54

v = Velocidad media del agua, en m./seg

$2g$ = Aceleración de la gravedad 19.62 m./seg².

Formula para encontrar la pérdida de carga en las rejillas

$$H_f = \beta(w/b)^{4/3} h_v \times \text{sen } \theta$$

donde:

H_f = pérdida de carga en las rejillas, en metros

β = Factor de la forma de la barra

W = Anchura máxima transversal de las barras en la dirección de la corriente, en metros

b = Separación mínima entre barras, metros.

θ = Angulo de la rejilla con respecto a la horizontal.

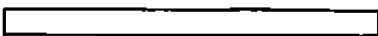


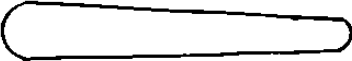
h_v = Altura cinética del flujo, que se aproxima a la reja, o pérdida de carga, en metros.

donde:

La pérdida de carga para la ecuación de Kirschmer es solamente de aplicación cuando las barras estén limpias; la pérdida de carga aumenta con el grado de obturación.

Por lo tanto la pérdida de carga en las rejillas manuales en general no pasa de 0.15 metros. En el Cuadro 8 y en el Cuadro 9 se presenta información de los diferentes tipos de barras con sus coeficientes (β) de acuerdo a la forma y tipo, con respecto a su limpieza, grado de inclinación y coeficientes de pérdida de carga admisibles.

Cuadro 8. Tipos, formas de las barras e índice del tipo de material que se utilizará en la sección del canal con rejilla

Tipos de las barras	forma	β
Rectangular con bordes agudos		2.42
Rectangular con la cara de aguas arriba semi circular		1.83
Circular		1.79
Rectangular convexa con las caras de aguas arriba y aguas abajo semicirculares.		1.67

Valores de Kirschmer

Cuadro 9. Rangos para la pérdida de carga en las rejillas de acuerdo a su limpieza, sea manual o mecánica.

Concepto	Limpieza manual	Limpieza mecánica
Tamaño de la barra: -anchura, en cm -profundidad, en cm	0.6 - 1.5 2.5 - 7.5	0.6 - 1.5 2.5 - 7.5
Separación en cm	0.15 - 7.62	1.5 - 7.62
Inclinación θ	30 - 60	0 - 60
Velocidad aproximada en m/seg	0.30 - 0.60	0.60 - 0.90
Perdida de carga admisible en cm	15	15

Valores de Kirschmer

Factores que influyen en el proyecto de una criba.

- a) Gasto de escurrimiento.
- b) Dimensiones y espaciamiento de las barras.
- c) Velocidad del escurrimiento normal en la rejilla (V_s).
- d) Velocidad del escurrimiento, a través de la cámara de la rejilla
- e) Anchura de las aberturas de la rejilla (W_s).
- f) Anchura de la cámara de la rejilla (W_c).
- g) Angulo de la rejilla con la horizontal (θ)
- h) Longitud de rejilla sumergida (L_s).
- i) Tirante del escurrimiento en la cámara de la rejilla ($\underline{d_c}$)

Eliminación de las basuras de la criba

Los medios que se utilizan para eliminar la basura de la criba son: por medio de la eliminación, por transporte a zonas de relleno (vertederos) o incinerando estos desechos gruesos.

Desarenador.

Esta unidad estará destinada a retener la arena y otros detritos minerales inertes y pesados que se encuentre en el agua residual (cascotes, guijarros, pedazos de ladrillo, partículas metálicas, carbón, tierra y otros). Estos materiales son originados por operaciones de lavado, así como de riadas, infiltraciones; las condiciones dinámica de la corriente líquida, en especial la turbulencia, son responsables por el transporte de partículas sólidas mas densas que el agua, estas partículas son conducidas en suspensión o son arrastradas por tracción junto al fondo de los canales del desarenador este método de funcionamiento estará calculado por medio de la siguiente formula que fue propuesta por Acevedo Netto, (1970).

$$\frac{Q_{\text{mín}}}{Q_{\text{máx}}} = \frac{1.1 \left[\frac{Q_{\text{mín}}}{4.1 \times W} \right]^{0.66} - Z}{1.1 \left[\frac{Q_{\text{máx}}}{4.1 \times W} \right]^{0.66} - Z}$$

Donde:

$Q_{\text{mín}}$ = caudal mínimo

$Q_{\text{máx}}$ = caudal máximo

W = ancho de garganta

Z = altura del desarenador con respecto al parshall

Objetivo:

Remoción física

Interceptar o separar arenas, grabas, cenizas y cualquier otra materia pesada que tenga velocidad de sedimentación o peso específico superior a los de los sólidos orgánicos de fácil descomposición del agua residual.

Las arenas incluyen también: Cáscaras de huevo, pedazos de hueso, granos de café y de frijol, grandes partículas orgánicas, tales como residuos de comidas. La sedimentación de este material es lograda por la alteración del régimen dinámico de la corriente líquida.

Causas de remoción

Evitar interferencias en la operación y mantenimiento de las unidades subsiguientes en el tratamiento y evitar problemas operatorios en el tanque Imhoff, en especial en la cámara de digestión

Velocidades críticas

El objetivo de la remoción física del desarenador es la de interceptar suelos no cohesivos, se expondrá un cuadro de velocidades críticas del agua que son admisibles para suelos no cohesivos en m/seg (cuadro 10)

Clasificación

El tipo de desarenador integrante de la planta de tratamiento será de flujo horizontal con canales rectangulares largos.

Dispositivos de salida

El objetivo de este dispositivo será controlar la velocidad del flujo, para evitar que se sedimente la materia orgánica y que se produzca remociones de las partículas menores de 0.25 mm logrando esto con velocidades de 0.30 m/seg.

Los tipos de dispositivos que se acoplan a los desarenadores son los aforadores Parshall acompañados de dispositivos de limpieza manual. Acevedo Y Hess, (1970) señalan que el examen de diversas plantas de tratamiento indica que la cantidad de arena eliminada de las aguas residuales puede oscilar desde valores muy bajos como 2 lt./100 m³. de agua tratada, hasta un valor mayor de 150 lt. / 1000 m³. tratados.

Cuadro 10. Velocidades críticas del agua que son admisibles para suelos no cohesivos en m/seg

Material	Diámetro medio de las partículas en mm	Tirante medio de la corriente (m)					
		h= 0.40 m	h= 1.00 m	h= 2.00 m	h= 3.00 m	h= 5.00 m	mas de 10
Polvo y limo	0.005 - 0.05	0.15-0.2	0.2-0.30	0.25-0.40	0.30-0.45	0.40-0.55	0.45-0.65
Arena fina	0.05 - 0.25	0.20-0.35	0.3-0.45	0.40-0.55	0.45-0.60	0.55-0.70	0.65-0.80
Arena media	0.25 - 1.0	0.35-0.50	0.45-0.6	0.55-0.70	0.60-0.75	0.70-0.85	0.80-0.95
Arena gruesa	1.00 - 2.5	0.50-0.65	0.60-0.75	0.70-0.80	0.75-0.90	0.85-1.00	0.95-1.20
Gravilla fina	2.50 - 5.00	0.65-0.80	0.75-0.85	0.80-1.00	0.90-1.10	1.00-1.20	1.20-1.50
Gravilla media	5.00 - 10.0	0.80-0.90	0.85-1.05	1.00-1.15	1.10-1.30	1.20-1.45	1.50-1.75
Gravilla gruesa	10.0 - 15.00	0.90-1.10	1.05-1.20	1.15-1.35	1.30-1.50	1.45-1.65	1.75-2.00
Grava fina	15.0 - 25.00	1.10-1.25	1.20-1.45	1.35-1.65	1.50-1.85	1.65-2.00	2.00-2.30
Grava media	25.0 - 40.00	1.25-1.50	1.45-1.85	1.65-2.10	1.85-2.30	2.00-2.45	2.30-2.70
Grava gruesa	40.0 - 75.00	1.50-2.00	1.85-2.40	2.10-2.75	2.30-3.10	2.45-3.30	2.70-3.60
Guijarro fino	75.0 - 100.0	2.00-2.45	2.40-2.80	2.75-3.20	3.10-3.50	3.30-3.80	3.60-4.20
Guijarro medio	100.0- 150.0	2.45-3.00	2.80-3.35	3.20-3.75	3.50-4.10	3.80-4.40	4.20-4.50
Guijarro gruesa	150.0- 200.0	3.00-3.50	3.35-3.80	3.75-4.30	4.10-4.65	4.40-5.00	4.50-5.40
Canto rodado fino	200.0- 300.0	3.50-3.85	3.80-4.35	4.30-4.70	4.65-4.90	5.00-5.50	5.40-5.90
Canto rodado medio	300.0- 400.0	-----	4.35-4.75	4.70-4.95	4.90-5.30	5.50-5.60	5.90-6.00
Canto rodado grueso	400.0- 500.0 o más	-----	-----	4.95-5.35	5.30-5.50	5.60-6.00	6.00-6.20

Fuente: Steel Ernest. W. (1972).

Aforador Parshall

Para efecto de control de la velocidad horizontal en los canales desarenadores, se acostumbra usar diferentes secciones de control, uno de los tipos de control que presenta mayor ventaja por

mantener pérdidas de carga al mínimo posible son los medidores de tipo Parshall.

Estos medidores siguen el principio de Venturi para el aforo de flujo en canales abiertos.

Ventajas

- El diseño de la estructura es simple, por lo que su construcción resulta barata.
- La pérdida de carga es muy pequeña, comparada con las que se producen en otras estructuras de aforo.
- En este tipo de medidor, tanto para gastos grandes como para gastos pequeños, su determinación se hace con bastante exactitud.
- Siempre se mantiene libre de acumulaciones de lodo y arenas, debido a que el aumento de velocidad en la garganta lo mantiene limpio de obstrucciones, conservando siempre su misma precisión (Metcalf, 1977).

Partes en que estará constituido el medidor Parshall.

El medidor Parshall estará constituido por tres secciones principales:

- 1) Una entrada o sección convergente o de contracción localizada aguas arriba y conduce a:
- 2) Una sección constreñida o garganta y
- 3) Una última sección divergente o de salida o de

expansión aguas abajo

a) Sección convergente

Esta sección estará formada por dos paredes verticales simétricas convergentes y un fondo o plantilla o piso convergente nivelado horizontalmente tanto en sentido longitudinal como transversalmente.

b) Sección garganta

Esta sección estará formada por dos paredes verticales y paralelas entre si, teniendo el fondo inclinado hacia abajo.

c) Sección divergente

Esta sección divergente o salida, constará también de dos paredes verticales divergentes, teniendo el fondo un declive ascendente.

La anchura de la garganta (W) establece el tamaño del medidor y esta definida por la distancia interna de las paredes verticales y paralelas de esta sección.

La arista formada por la unión del fondo de la entrada o sección convergente y el de la garganta se le llama "cresta del medidor".

Para determinar el gasto se dispone de dos medidores de

profundidad (pozos amortiguadores), que sirven para medir con precisión las cargas antes y después de la cresta, estas secciones de control están colocadas en los lados de la estructura y comunicados por tuberías que se conectan a puntos bien definidos.

La primera sección de control esta situada a $2/3 A$.

La segunda a una distancia X (Aguas arriba), de la unión de las secciones de la garganta y la de salida.

Condiciones de flujo

El gasto en canales aforados por medidores Parshall, pueden ocurrir bajo dos condiciones diferentes de flujo:

- a) Como flujo libre.
- b) Como flujo sumergido, es decir donde la elevación de la superficie del agua (aguas abajo), tiene una altura suficiente para retardar el índice de descarga.

Las limitaciones del flujo libre, de la razón antes y después de la cresta varían de acuerdo con la anchura de la garganta (W) y se tabulan de la manera siguiente:

Anchura de la garganta (W)	Limites de flujo libre H_b/H_a
1 a 3 pulg.	0.5
6 a 9 pulg.	0.6
1 a 8 pulg.	0.7
10 a 15 pies.	0.8

Si el valor H_b/H_a es mayor al límite de flujo libre, se aplica

un factor de corrección (M), para poder determinar el gasto medio de inmersión.

Anchura de la garganta	Factor que multiplica
	<u>M</u>
1 pies	1.0
1.5 pies	1.4
2.0 pies	1.8
3.0 pies	2.4
4.0 pies	3.1
5.0 pies	3.7
6.0 pies	4.3
7.0 pies	4.9
8.0 pies	5.4

Servicio de Conservación de Suelos de departamento de los E.E.U.U. (1975).

Una vez determinadas las características del aforador de acuerdo a las normas y especificaciones establecidas anteriormente se procederá al calculo y dimensionamiento de las secciones del medidor Parshall, para lo cual se elabora el Cuadro 11 con los valores correspondientes a las dimensiones de cada una de las secciones, incluida la capacidad del aforador Parshall para las diversas anchuras de garganta, estos valores fueron establecidos por el servicio de conservación de suelos del departamento de los E.E.U.U. en las experiencias obtenidas durante la aplicación de aforadores Parshall en los programas de riego, uso y manejo del agua.

Cuadro 11. Dimensiones y capacidad del aforador Parshall para diversas anchuras de garganta (W)

Ancho	2/3 A		B		C		D		E		F	
Pequeños	Pies pulg.		Pies Pulg.		Pies Pulg.		Pies Pulg.		Pies Pulg.		pies Pulg.	
1 Pulg.	0	9 17/32	1	2	0	3 21/32	0	6 19/32	0	9	0	3
2 Pulg.	0	10 7/8	1	4	0	5 5/16	0	8 13/32	0	10	0	4 1/2
3 Pulg.	1	10 1/4	1	6	0	7	0	10 3/16	1	6	0	6
Medianos												
6 Pulg.	1	34 4/16	2	0	1	3 1/2	1	33 5/8	2	0	1	0
9 Pulg.	1	11 1/8	2	10	1	3	1	10 5/8	2	6	1	0
1 Pie	3	0	4	1 7/8	2	0	2	9 1/4	3	0	2	0
1 1/2 Pie	3	2	4	7 7/8	2	6	3	4 3/8	3	0	2	0
2 Pies	3	4	4	10 7/8	3	0	3	11 1/2	3	0	2	0
3 Pies	3	8	5	4 3/4	4	0	5	1 7/8	3	0	2	0
4 Pies	4	0	5	10 5/8	5	0	6	4 1/4	3	0	2	0
5 Pies	4	4	6	4 1/2	6	0	7	6 5/8	3	0	2	0
6 Pies	4	3	6	10 3/8	7	0	8	9	3	0	2	0
7 Pies	5	0	7	4 1/4	8	0	9	11 4/8	3	0	2	0
8 Pies	5	4	7	10 1/8	9	0	11	1 1/4	3	0	2	0
Grandes												
10 Pies	6	0	14	0	12	0	15	7 1/4	4	0	3	0
12 Pies	6	8	16	0	14	0	18	4 3/4	5	0	3	0
15 Pies	7	8	25	0	18	4	25	0	6	0	4	0
20 Pies	9	4	25	0	24	0	30	0	7	0	6	0
Ancho	G		K	N		X	Y	Capacidad de flujo libre				
								Mínimo		Máximo		
Pequeños	Pies Pulg.		Pulg.	Pies Pulg.		Pulg.	Pulg.	seg - pie		seg - pie		
1 Pulg.	0	8	3/4	0	1 1/8	5/16	1/2	00.01	0.20			
2 Pulg.	0	10	7/8	0	1 11/16	5/8	1	.02	0.50			
3 Pulg.	1	0	1	0	2 1/4	1	1 1/2	0.03	1.00			
Medianos												
6 Pulg.	2	0	3	0	4 1/2	2	3	0.05	3.90			
9 Pulg.	1	6	3	0	4 1/2	2	3	0.09	8.90			
1 Pie	3	0	3	0	9	2	3	0.11	16.10			
1 1/2 Pie	3	0	3	0	9	2	3	0.15	24.26			
2 Pies	3	0	3	0	9	2	3	0.42	33.10			
3 Pies	3	0	3	0	9	2	3	0.61	50.40			
4 Pies	3	0	3	0	9	2	3	1.30	67.90			
5 Pies	3	0	3	0	9	2	3	1.60	85.60			
6 Pies	3	0	3	0	9	2	3	2.60	103.50			
7 Pies	3	0	3	0	9	2	3	3.00	121.40			
8 Pies	3	0	3	0	9	2	3	3.50	139.50			
Grandes												
10 Pies	6	0	6	1	1 1/2	12	9	6.0	200.00			
12 Pies	8	0	6	1	1 1/2	12	9	8.0	350.00			
15 Pies	10	0	9	1	6	12	9	8.0	600.00			
20 Pies	12	0	12	2	3	12	9	10.0	1000.00			

fuentes: Servicio de Conservación de suelos del departamento de Agricultura de los E E U U (1975).

Tanque Imhoff.

Criterios de diseños

a) Compartimiento de sedimentación

Para el cálculo del compartimiento de sedimentación del tanque Imhoff Barnes, (1967) Establece que la cámara de sedimentación es usualmente diseñada de la forma siguiente:

Carga superficial	24.4 m ³ / m ² x día	-
Tiempo de retención	1.5 a 4 horas	
pendientes de las tolvas	5 vertical : 4 Horizontal	
Abertura de la tolva	15 cm	

Las dimensiones de la cámara de sedimentación están determinadas por la velocidad de escurrimiento, el tiempo de retención y la cantidad de aguas negras por tratar.

Cuando se van a tratar aguas negras domésticas, los períodos mínimos de retención varían de acuerdo con lo anotado, siendo dos horas, el período más común.

Los dispositivos de entrada y salida deben colocarse de un modo tal que puede invertirse la dirección del escurrimiento en el tanque, y el lodo acumulado puede distribuirse uniformemente en las tolvas de la cámara de digestión. Las aguas negras deben salir de la cámara de sedimentación sobre un vertedero largo, para reducir a un mínimo las variaciones del nivel de las aguas negras en el tanque. El borde libre o distancia vertical entre la parte superior de la pared del tanque y la superficie del agua, debe variar entre

45 y 60 cm.

Los gases de la digestión del lodo son muy sensibles a ligeros cambios de presión. Un descenso en el nivel de las aguas negras permitirá una expansión de los gases comprimidos, que puede cambiar violentamente el lodo de la cámara de digestión.

b) Abertura

La abertura situada en el fondo de la cámara de sedimentación, no debe tener menos de 15 cm entre sus bordes, medidos a lo largo de la inclinación de la tolva. Son preferibles aberturas anchas, pero una excesivamente ancha, determinará demasiada pérdida de volumen en la cámara de digestión. El borde mas bajo se proyecta de 15 a 20 cm en forma horizontal bajo el borde superior, con el objeto de evitar el retorno de los gases al compartimiento de sedimentación.

c) Cámara de digestión

Se diseña de modo tal que pueda almacenar el lodo durante dos 2 meses, correspondiendo satisfactoriamente en climas como el de Marín, N.L., dando el período más corto a las instalaciones medianas.

Se considera que la capacidad efectiva de la cámara es el volumen total de la misma, aproximadamente 15 cm Por debajo del borde inferior de la abertura. Se establece como principio general

que el compartimiento de lodo debe ser suficientemente grande para que no tenga que extraerse el lodo excedente durante el período de invierno en que la acción biológica es lenta.

La cámara de digestión consiste en una tolva con pared inclinada (1:2). La finalidad de la inclinación mayor es concentrar el lodo en el fondo de la tolva.

d) Respiradero y cámara de natas o espumas

El volumen de esta cámara es aproximadamente la mitad del volumen de la cámara de digestión. La superficie expuesta a la atmósfera es del 25 al 30 % de la proyección horizontal de la parte superior de la cámara de digestión. El borde libre debe tener de 45 a 50 cm.

Todas las partes de la superficie del tanque son accesibles, para que puedan distribuirse o extraerse la espuma y los objetos flotantes. Las ventilas para gases cuentan con una longitud suficiente de manera que se pueda penetrar al tanque cuando este vacío para proporcionar el mantenimiento de acuerdo al programa de funcionamiento de la unidad.

Extracción y disposición de lodos

En esta unidad se extrae el lodo por gravedad, bajo una carga hidrostática de 1.2 a 1.8 m. El tubo de extracción de lodo no debe tener menos de 20 cm de diámetro, este lodo bien digerido es de

textura granular, de color negruzco y de un olor que se describe como alquitranoso, con un pH mayor de 7.0; por regla general tiene la propiedad de deshidratarse rápidamente; será descargado a un canal, situado a un lado del tanque. Este escurre por gravedad a lo largo de dicho canal, hasta llegar al lecho de secado.

Lecho de secado

Bases de diseño

Las bases para el diseño de los lechos de secado se fundamentaron en la experiencia y recomendaciones técnicas establecidas por la Secretaría de Recursos Hidráulicos SRH por medio de la Subsecretaría de Planeación en el informe de los trabajos realizados en la tercera etapa del estudio sobre el reuso del agua en la Agricultura de (Enero a Diciembre de 1976) la que establece que la superficie total requerida para el secado de los lodos está en función del número de habitantes. Para aplicar las especificaciones técnicas en el cálculo del área, forma y numeros de unidades que se requieren para tratar los lodos digeridos en lechos de secado se procede a elaborar el cuadro 12 en el cual se muestra en función del número de habitantes las dimensiones, y el número de lechos requeridos para la aplicación de la siguiente ecuación con la cual se determinará el área requerida de los lechos de secado para la disposición y tratamiento de los lodos digeridos que son drenados por carga hidráulica desde los tanques

Imhoff.

$$AL = Ar * N$$

donde AL: área de lecho

Ar: área requerida, base de diseño 0.093 m²

N : número de habitantes

$$AL = 0.093 N$$

Cuadro 12. Especificaciones técnicas proporcionadas por la Secretaría recursos Hidráulicos SRH a través de la Subsecretaría de Planeación para el cálculo de área requerida en la disposición de lodos hacia lechos de secado

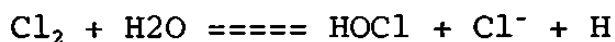
Población servida	Area requerida	Longitud m	Ancho m	Número de unidades
500	46.5	7.5	6	1
1000	93.0	15.5	6	1
1500	139.5	23.2	6	1
2000	186.0	15.5	6	2
2500	232.5	23.2	6	2
5000	465.0	23.2	6	4
8000	744.0	23.2	6	6
10000	930.0	23.2	6	6

Desinfección

Para el agua residual tratada que será utilizada en la agricultura, la desinfección debe realizarse con cloro, ya que para el Ingeniero Agrónomo, es importante que el desinfectante sea seguro en manejo y aplicación y que su resistencia o concentración

en las aguas tratadas sea mensurable, de modo que pueda determinarse la presencia de una cantidad residual.

Cuando el cloro (Cl_2), en forma de gas cloro se añade al agua, tienen lugar dos reacciones: hidrólisis e ionización. La hidrólisis puede definirse con la relación siguiente:



La ionización puede definirse de la manera siguiente: -



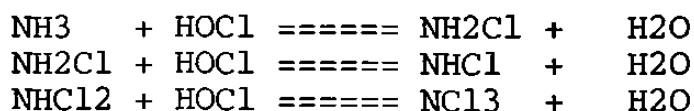
El cloro que se agrega actúa sobre las materias orgánicas y sobre los minerales.

A las materias orgánicas las clora y las oxida (es muy lenta)

A las materias minerales reductoras, las oxida (es muy rápida)

La cantidad de ácido hipocloroso (HOCl), y la cantidad de ión hipoclorito (OCl^-), que se haya presente en el agua se la conoce como cloro libre "Cloro libre disponible".

El cloro libre en solución reaccionará con el amoníaco del agua (NH_3) para formar cloraminas. Estas sirven igualmente como desinfectantes aunque reaccionen de una manera sumamente lenta.



NH_2Cl = Monocloramina
 NHCl = Dicloramina
 NCl_3 = Tricloro de Nitrógeno



Cloro combinado
disponible

Para determinar la dosis óptima de cloro se procede de acuerdo con Painter. (1979), quien manifiesta que el cálculo de la cantidad de cloro (P) se realiza mediante la siguiente formula.

$$P = Q * D * T$$

donde:

Q = Capacidad de la planta (m^3 / hr) (actual) .

D = Dosificación adoptada (cloro líquido) g/m^3

T = Tiempo de servicio del dosificador en hr/día.

El diseño del tanque de cloración debe incluir la adición de la solución de cloro a través de un difusor, que puede ser una tubería de caucho dura o bien de plástico con agujeros perforados, a través de los cuales dicha solución puede distribuirse uniformemente en el agua residual.

Estructura de entrada a la laguna de estabilización

la descarga contará con un vertedero de pared angosta que deberá estar localizado a dos metros desde la orilla de la laguna de estabilización, el vertedero debe ir elevado (a nivel de los taludes de la laguna) de manera que por caída libre el agua residual entre a la laguna, y produzca un efecto de aireación y una

mejor distribución del flujo de manera tal que los vientos desde cualquier dirección tengan una tendencia a causar corrientes para dispersar los sólidos asentables (plano 4).

Para el sistema a proyectarse se construirá un vertedero rectangular en pared delgada en la orilla, extensión correspondiente al ancho de las lagunas en la sección norte y con un ancho de dos (2) metros y la altura del muro con respecto a la superficie del liquido de 50cm para una mejor distribución del flujo por caída libre. (plano 4)

Estructura de entrada a la laguna de maduración

Esta estructura se encuentra disponible en el sistema existente y está en buen estado para ser utilizada, en la que se deberá construir el vertedero de entrada similar al de la laguna de estabilización, area donde se realizará el proceso de desinfección por medio de la dosificación de cloro gas desde los tanques como lo indica el plano 4

Almacenamiento y distribución

El agua residual tratada en la laguna de estabilización será conducida por medio de la estructura descrita anteriormente seguida del proceso de desinfección hasta la laguna de maduración donde se almacenará para su distribución a través de canales abiertos hacia los campos de experimentación agrícola de la FAUANL (plano 4).

IV. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1. Características físicas, químicas y microbiológicas del agua residual doméstica de Marín, N. L.

Los resultados experimentales obtenidos en cada uno de los parámetros físicos químicos y microbiológicos utilizados en la caracterización del agua residual de la población de Marín, N. L. se encuentran distribuidos de forma individual en el Cuadro (13); con la determinación de estos parámetros se obtiene suficiente información sobre los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en el agua residual, la misma que para ser utilizada en la agricultura debe ser sometida a un tratamiento que reduzca efectivamente las concentraciones de las sustancias cuantificadas y disminuya hasta niveles aceptables, aquellas características físico-químicas y microbiológicas que la hacen indeseable como agua para riego.

Por lo tanto, la selección, el proyecto y el cálculo de la planta de tratamiento con base en la determinación de la calidad de agua, establece el grado de tratamiento necesario que se le dará, de acuerdo a las normas que regulan la calidad que deben tener las aguas antes de ser utilizadas como agua de riego en la agricultura.

Por ser el oxígeno disuelto (OD), pH, temperatura y sólidos totales, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO) y coliformes totales, los parámetros operacionales para el tipo de sistema proyectado se los analizará en el orden establecido, efectuándose una breve discusión sobre los efectos que

tendrá cada uno de éstos en las unidades donde se combinan los procesos de sedimentación y digestión anaeróbica de la materia orgánica a removerse, en razón de que la remoción de los lodos se realiza generalmente mediante sistemas hidrostáticos que aprovechan la cabeza de agua disponible para producir el flujo de lodo desde la cámara de digestión del tanque Imhoff hasta los lechos de secado.

Cuadro 13. Resultados promedio de los parámetros determinados in situ y en laboratorio para la caracterización del agua residual doméstica de la población de Marín, N.L.

Parámetros	Jun. 2	Jul. 6	Ago. 17	Prom
Físicos				
pH	8.10	7.59	8.08	7.91
SS sed. ml/l	3.52	3.82	4.50	3.94
°C mues.	27.26	28.62	28.72	28.22
°C amb.	31.70	29.70	33.53	31.64
Químicos				
O.D. mg/l	0.40	0.48	0.50	0.46
DBO ₅ mg/l	250.00	280.00	265.10	265.00
DQO mg/l	391.68	390.00	334.60	372.09
Sólidos totales mg/l	435.00	498.00	454.00	462.30
Tot. suspendidos mg/l	150.00	230.00	160.00	180.00
Tot. disueltos mg/l	285.00	268.00	294.00	282.30
Tot. volátiles mg/l	248.60	303.50	281.20	277.76
Vol. suspendidos mg/l	98.10	102.10	100.90	100.36
Vol. disueltos mg/l	150.50	201.40	180.30	177.40
Tot. fijos mg/l	249.20	268.55	264.30	260.68
Fijos suspendidos mg/l	49.10	50.05	48.90	49.35
Fijos disueltos mg/l	200.10	218.50	215.40	211.33
Microbiológicos				
Coliformes fecales				
N.M.P /100 ml muestra	147 x 10 ⁶	162 x 10 ⁶	152 x 10 ⁶	153 x 10 ⁶
Caudales				
Q máximo l/seg	27.90	27.80	26.30	27.33
Q mínimo l/seg	21.40	20.10	22.80	21.43
Q promedio l/seg	25.80	24.58	25.00	25.12

Con base en la experiencia utilizada en el cálculo de plantas de tratamiento por la Universidad Autónoma de Nuevo León se adoptan los siguientes valores:

Gravedad específica "Lodo crudo"	= 1.015 gr./ cm ³
Materia volátil de sólidos "Lodo Crudo"	= 73 %
Contenido de humedad "lodo crudo"	= 95 %
Gravedad específica "Lodo digerido"	= 1.025 gr./ cm ³
Contenido de humedad "Lodo digerido"	= 93 %

Oxígeno disuelto (OD)

La dinámica de este parámetro durante la caracterización del agua residual doméstica de la población de Marín, está determinada en función de la corriente de agua, la misma que dio como resultado el valor promedio de 0.46 mg/l de (OD) (Cuadro 13); como se puede observar en la Figura 1.

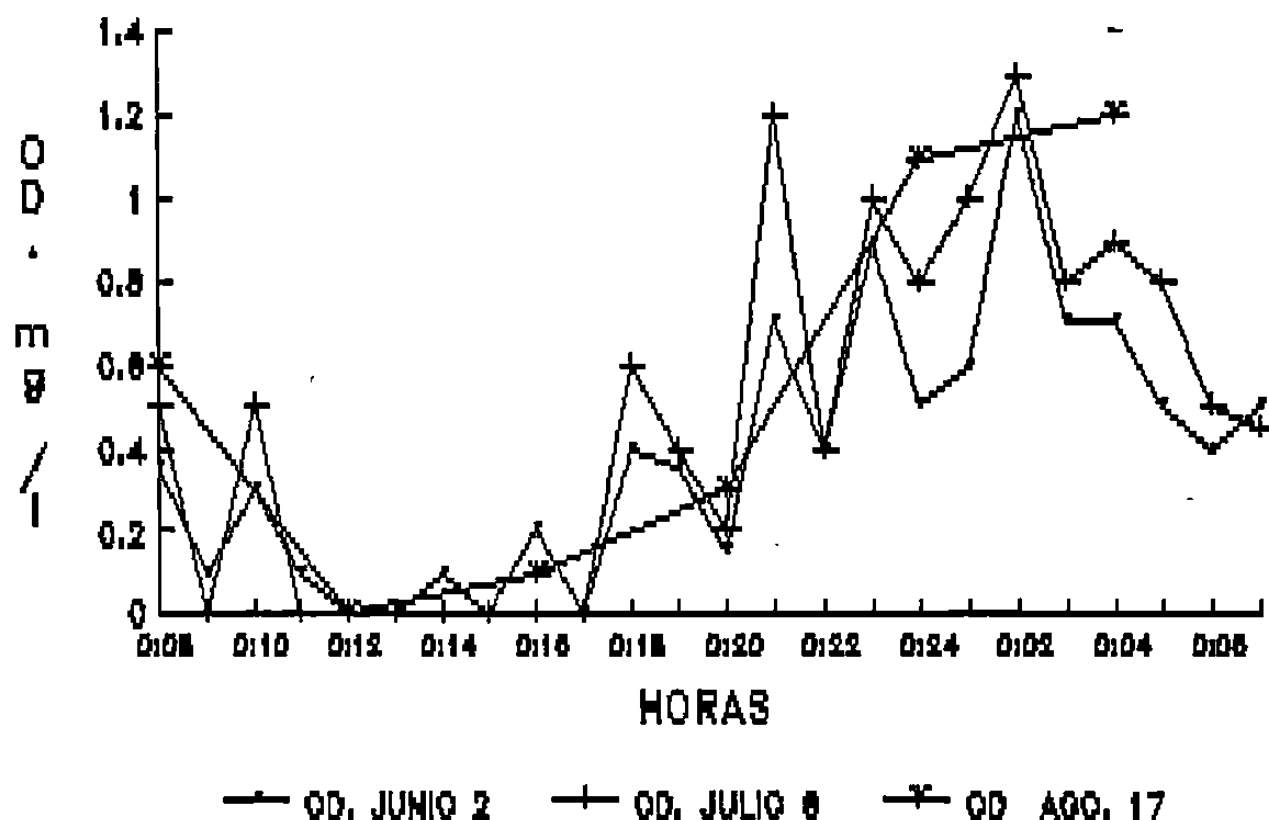


Figura 1. Comportamiento del Oxígeno disuelto obtenido *in situ* de la descarga del efluente de la población de Marín, N. L. el 2 de junio, 6 de julio, 17 de agosto de 1993.

El comportamiento del oxígeno disuelto establece una consideración de diseño importante para el sistema a proyectarse, en razón de que se debe asegurar una concentración mínima de

oxígeno disuelto que garantice la tasa de crecimiento de los microorganismos que es independiente de la concentración de oxígeno disuelto.

Esta concentración debe ser alrededor de 1 mg/l, por lo tanto, este resultado indica la condición del efluente que será tratado en la planta de tratamiento a proyectarse por lo que coincide con lo manifestado por Ford y Eckenfelder (1966). Quienes en sus experiencias en el tratamiento de las aguas residuales domésticas determinaron que durante la asimilación de la materia orgánica disponible, los microorganismos requieren oxígeno para desdoblar los compuestos orgánicos y reciba de los enlaces químicos la energía necesaria para la síntesis celular. Además dicho oxígeno también lo requieren para su autooxidación durante la respiración endógena que se realiza en el tanque Imhoff, pues aunque los organismos se encuentren sintetizando masa celular, pueden estar paralelamente autooxidándose.

ph

El resultado de este parámetro inorgánico se muestra en un rango de 7.59 a 8.1, (Cuadro 13) el mismo que se ilustra en la Figura 2, Figura 3, Figura 4 y Figura 5, lo que indica que cuando se produzca la fermentación ácida en el tanque Imhoff habrá un efecto de descenso rápido del mismo desde valores cercanos a un pH 7 hasta un pH cercano a 5 y la posterior utilización de los ácidos por las bacterias fermentadoras del metano de lo que resultará la producción de CO₂ el cual contribuirá a elevar nuevamente el pH desde 6.8 hasta 7.4 , en el interior del sistema que se proyecta.

oxígeno disuelto que garantice la tasa de crecimiento de los microorganismos que es independiente de la concentración de oxígeno disuelto.

Esta concentración debe ser alrededor de 1 mg/l, por lo tanto, este resultado indica la condición del efluente que será tratado en la planta de tratamiento a proyectarse por lo que coincide con lo manifestado por Ford y Eckenfelder (1966). Quienes en sus experiencias en el tratamiento de las aguas residuales domésticas determinaron que durante la asimilación de la materia orgánica disponible, los microorganismos requieren oxígeno para desdoblar los compuestos orgánicos y reciba de los enlaces químicos la energía necesaria para la síntesis celular. Además dicho oxígeno también lo requieren para su autooxidación durante la respiración endógena que se realiza en el tanque Imhoff, pues aunque los organismos se encuentren sintetizando masa celular, pueden estar paralelamente autooxidándose.

ph

El resultado de este parámetro inorgánico se muestra en un rango de 7.59 a 8.1, (Cuadro 13) el mismo que se ilustra en la Figura 2, Figura 3, Figura 4 y Figura 5, lo que indica que cuando se produzca la fermentación ácida en el tanque Imhoff habrá un efecto de descenso rápido del mismo desde valores cercanos a un pH 7 hasta un pH cercano a 5 y la posterior utilización de los ácidos por las bacterias fermentadoras del metano de lo que resultará la producción de CO_2 el cual contribuirá a elevar nuevamente el pH desde 6.8 hasta 7.4 , en el interior del sistema que se proyecta.

Esto concuerda con lo mencionado por Eckenfelder (1967) el mismo que determina una interconexión entre la producción de ácidos orgánicos y el pH con una posterior neutralización de los hidrogeniones durante la segunda etapa de fermentación del metano en sistemas de tratamiento con tanque Imhoff.

Temperatura

Los resultados encontrados en esta variable muestra que durante períodos de temperatura alta existe un rango que fluctúa entre 27.2 y 28.7, (Cuadro 13), este comportamiento se puede observar ilustrativamente en las Figura 2, Figura 3, Figura 4 y Figura 5; lo que indica que este rango es el que servirá para la estabilización anaeróbica que requiere de la etapa de fermentación del metano a partir de los ácidos acético, propiónico o butírico y el tiempo mínimo de retención en el tanque Imhoff que se proyecta como también en la laguna de estabilización por lo que de acuerdo a las características ambientales de la población de Marín, y de acuerdo a la calidad de su agua residual se determina que lo anotado concuerda con lo señalado por Metcalf y Eddy (1972).

En relación a que el mínimo tiempo de retención requerido para el tratamiento con tanque Imhoff es entonces aquel necesario para la producción de las bacterias fermentadoras del metano, este tiempo varía entre 3 y 5 días para temperaturas cercanas a 30 °C en promedio, a 35°C se requieren 4 días, a 25°C 8 días y cuando la temperatura es inferior a los 20°C de 30 a 90 días.

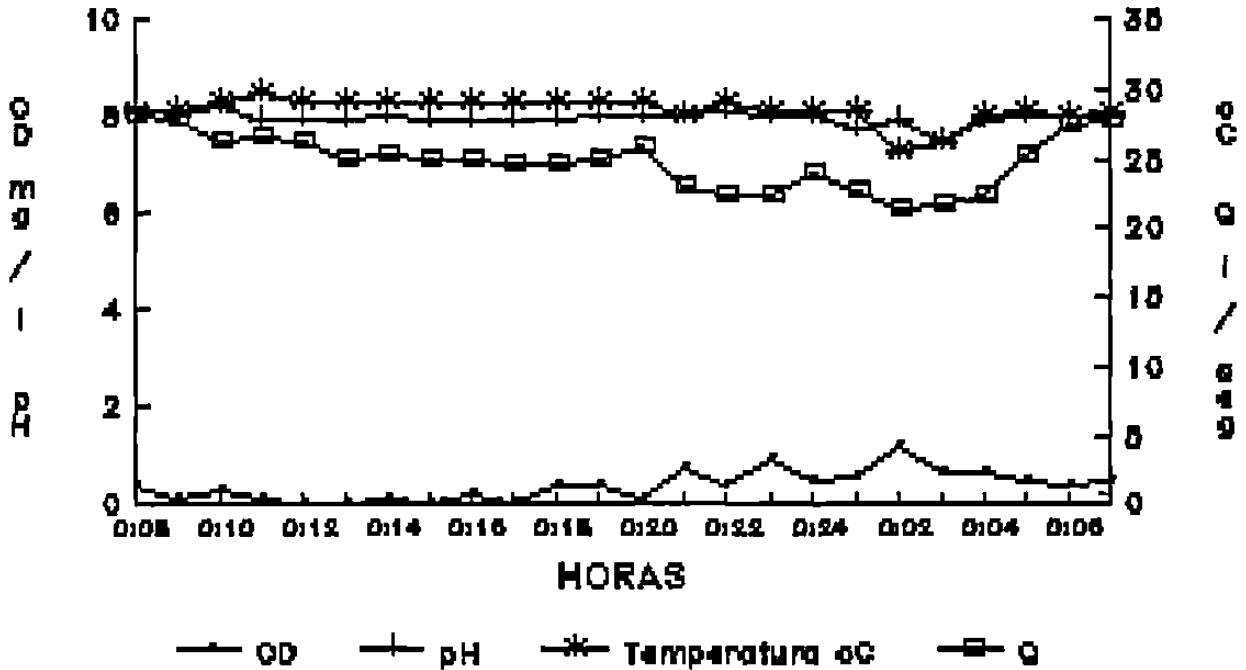


FIGURA 2. Curvas de Oxígeno Disuelto, pH, temperatura y gasto obtenidos del efluente de la población de Marín, N.L. durante el muestreo del día 2 de junio de 1993.

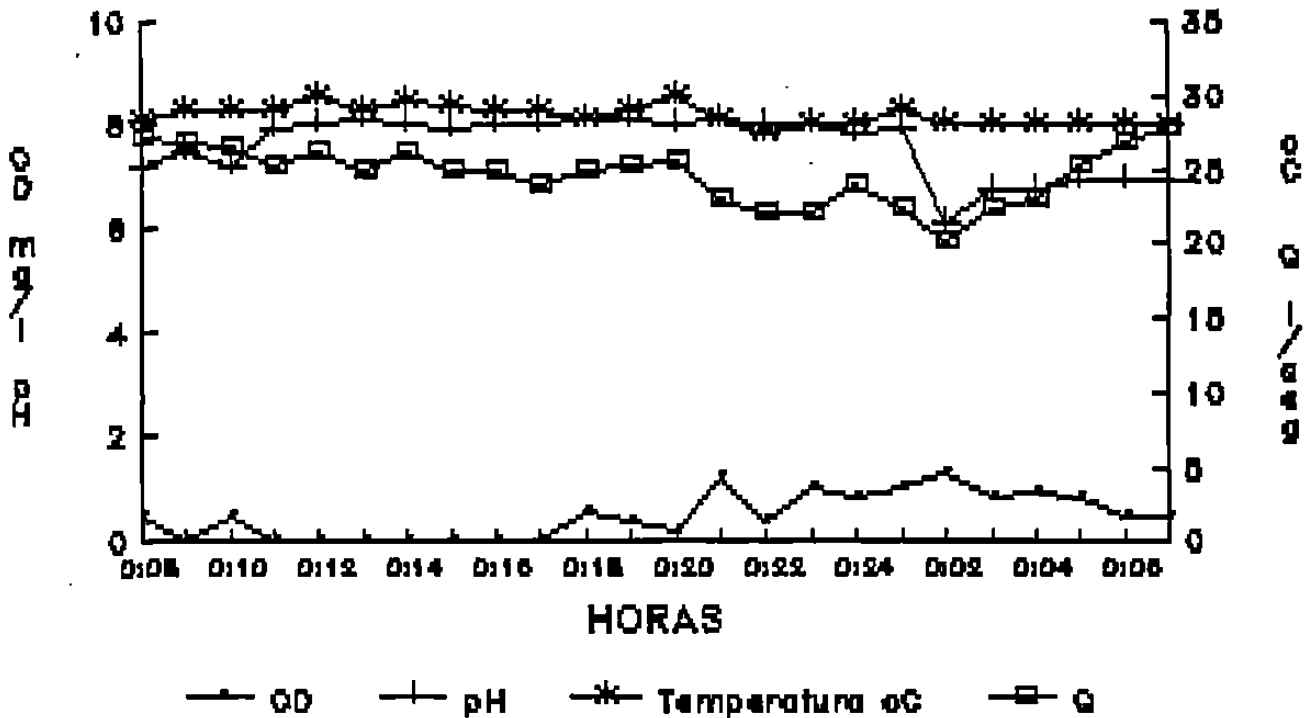


Figura 3. Curvas de Oxígeno disuelto, pH, temperatura y gasto, obtenidos en el efluente de Marín, N. L. durante el muestreo del día 6 de julio de 1993.

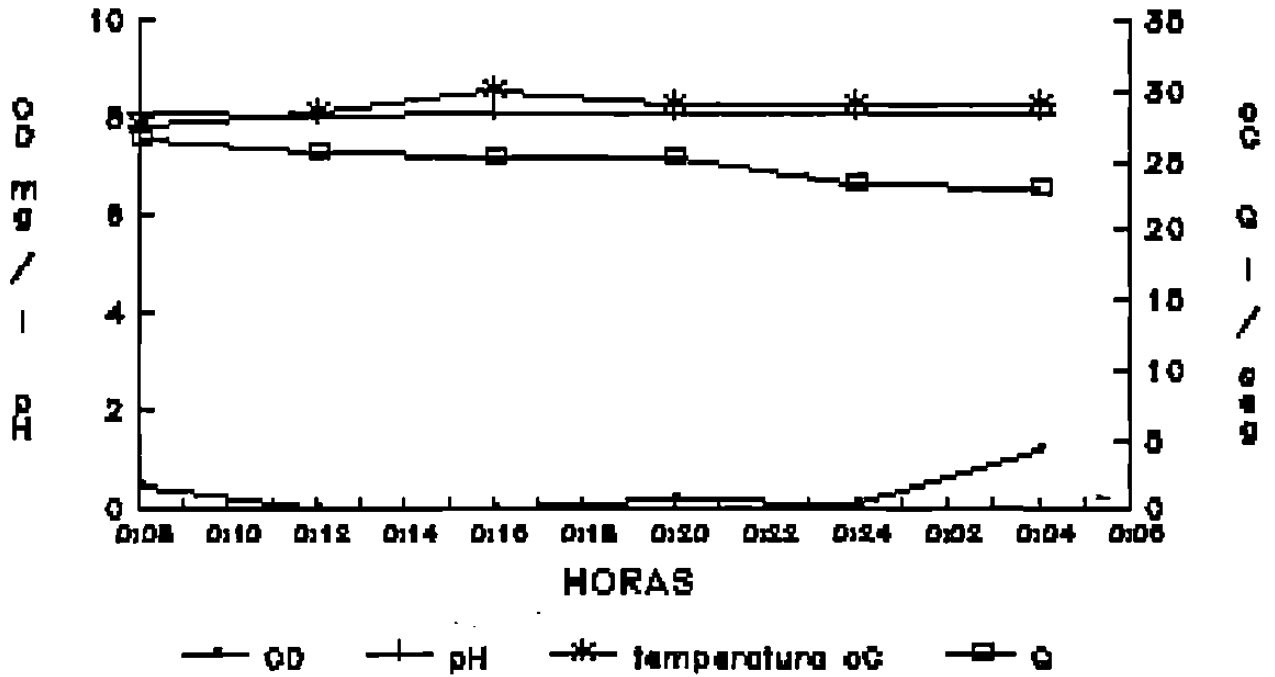


Figura 4. Dinámica de los parámetros; Oxígeno disuelto, pH, temperatura, y gasto obtenidos en el efluente de Marín, N.L. el 17 de agosto de 1993.

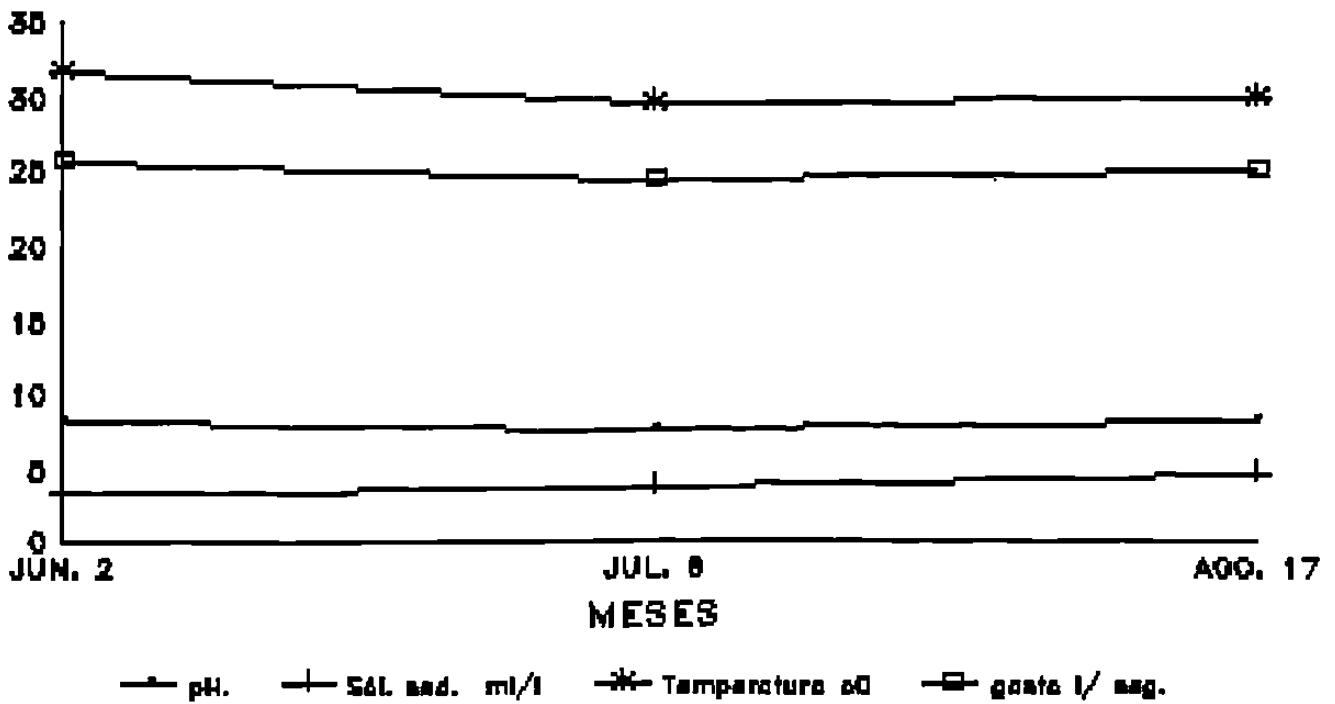


Figura 5. Tendencia del gasto con respecto a los parámetros pH, temperatura, sólidos sedimentables y gasto en el muestreo compuesto realizado en el efluente de Marín, N. L. en junio 2, julio 6 y agosto 17 de 1993.

Sólidos sedimentables

El resultado de este parámetro determinado durante la caracterización del efluente de Marín con respecto a la dinámica de la corriente de agua muestra un promedio de 3.94 ml/l de sólidos sedimentables reportado en el (Cuadro 13), indicando que las partículas que tienen un peso específico mayor que el agua sedimentan y que aquellas partículas que tienen peso específico menor que el agua flotan, con este resultado ilustrado en las Figura 5, Figura 6, figura 7 y Figura 8, se puede establecer que este efluente no requiere de un tratamiento primario de sedimentación, por lo tanto, el resultado obtenido incidirá con las características del desarenador a proyectar y calcular para poder separar las partículas discretas, o sea aquellas partículas que no alteran su tamaño, forma o peso específico durante el proceso de sedimentación que estarán en función de la temperatura, tiempo de retención y comportamiento del flujo residual.

Esto está de acuerdo con lo expresado por Nemerov (1971). en el sentido de que los factores que afectan al proceso de sedimentación son el tamaño, la densidad y forma de las partículas, viscosidad y densidad del líquido, la viscosidad varía con la temperatura, entonces ésta afecta indirectamente al proceso en el sistema de tratamiento.

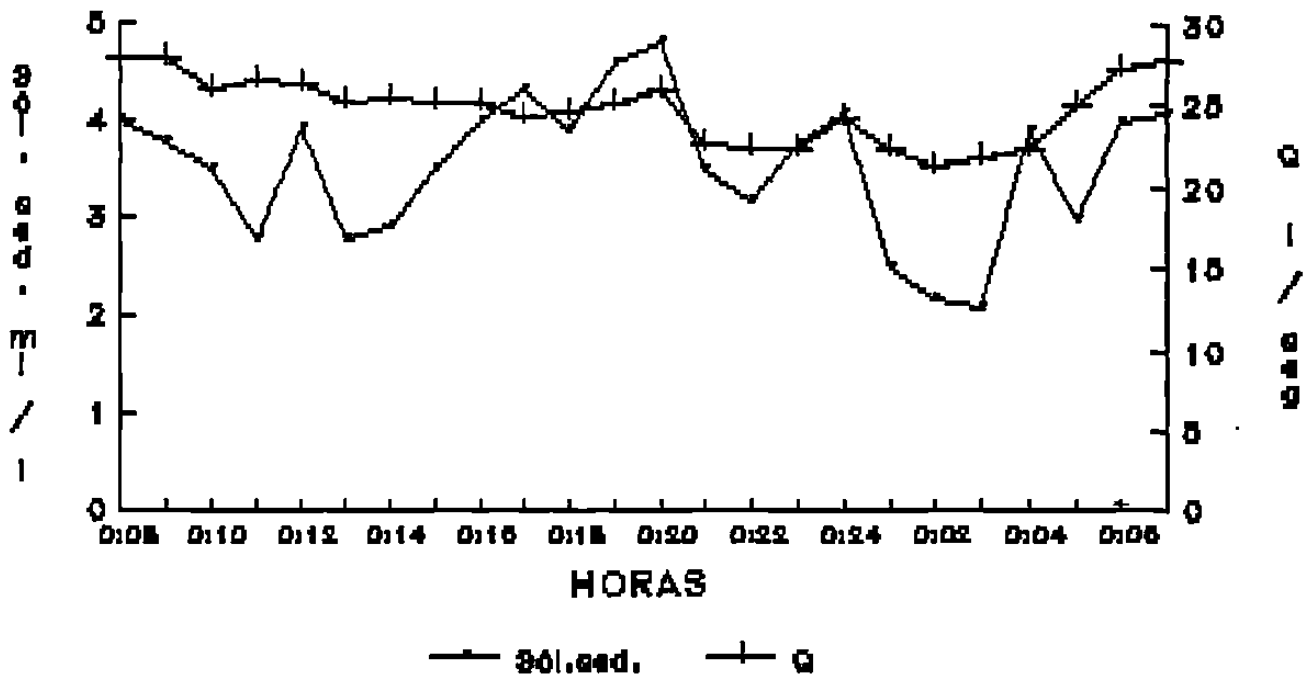


Figura 6. Dinámica de las partículas sedimentables con respecto al gasto obtenida en el efluente de Marín, N.L. el día 2 de Junio de 1993.

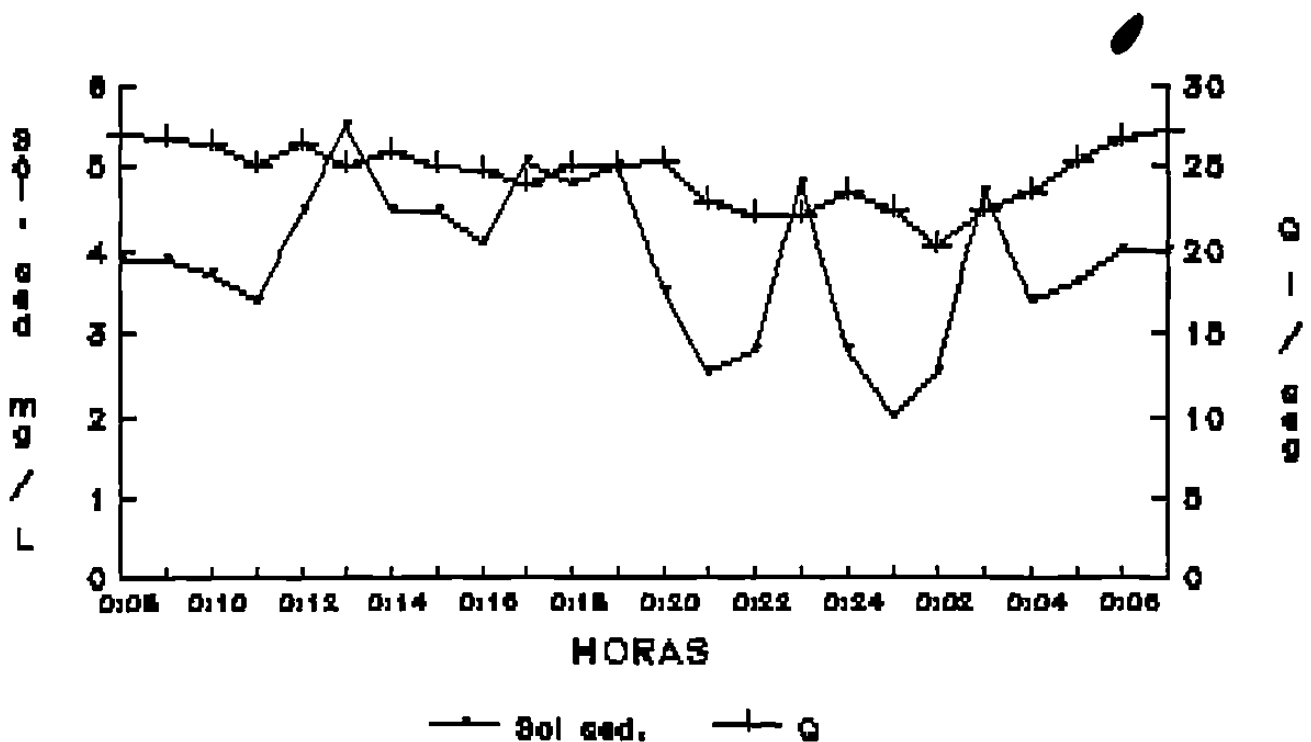


Figura 7. Curvas de gasto y solidos sedimentables obtenidas en el efluente de Marín, N.L. el 6 de Julio de 1993.

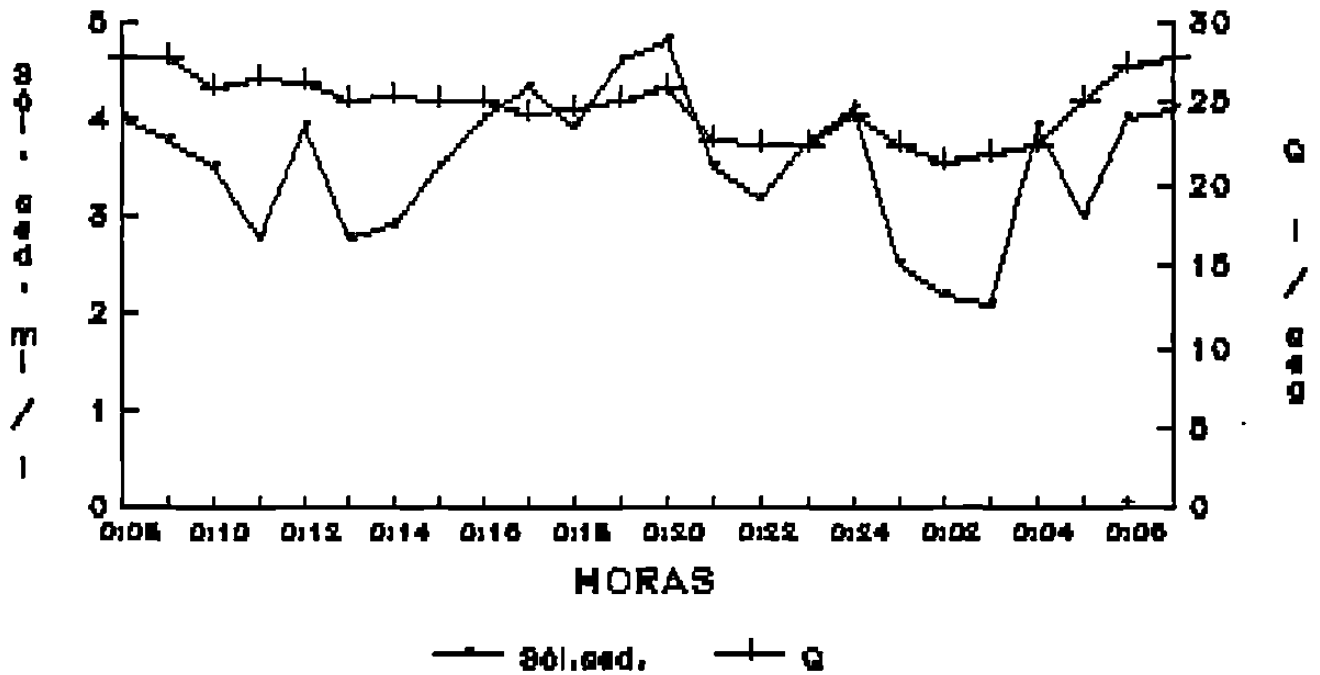


Figura 6. Dinámica de las partículas sedimentables con respecto al gasto obtenida en el efluente de Marín, N.L. el día 2 de Junio de 1993.

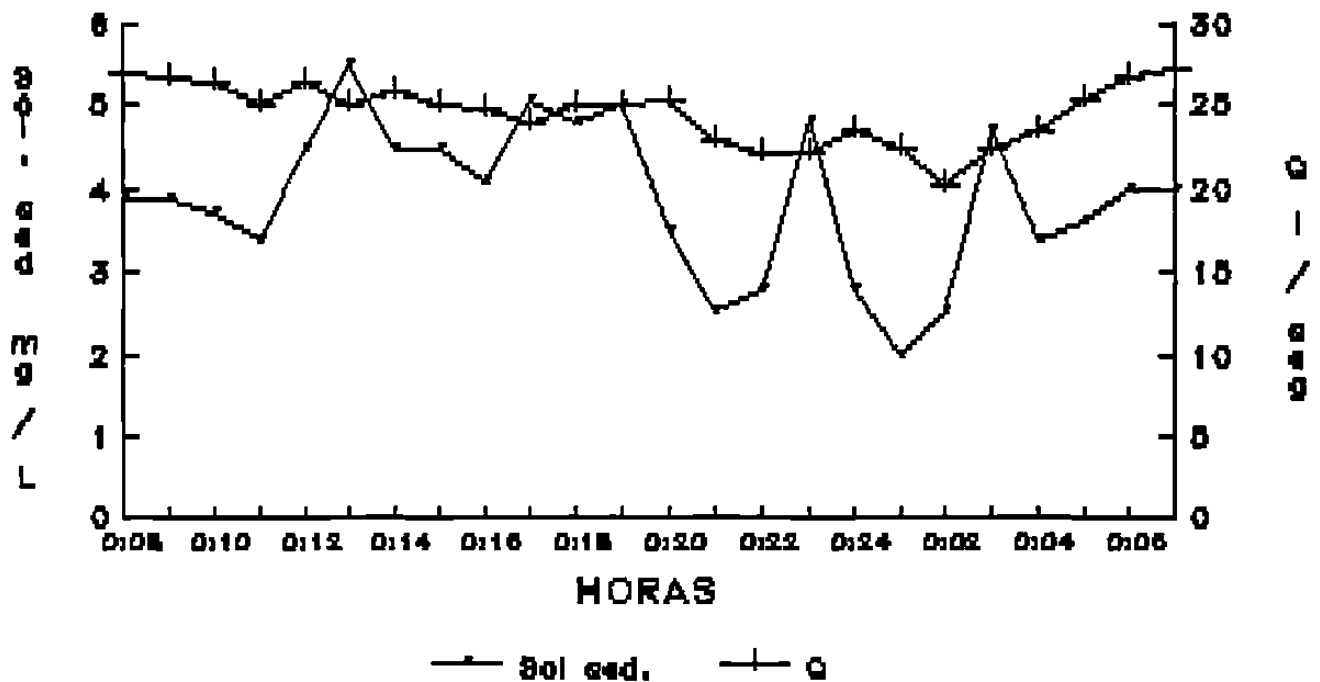


Figura 7. Curvas de gasto y solidos sedimentables obtenidas en el efluente de Marín, N.L. el 6 de Julio de 1993.

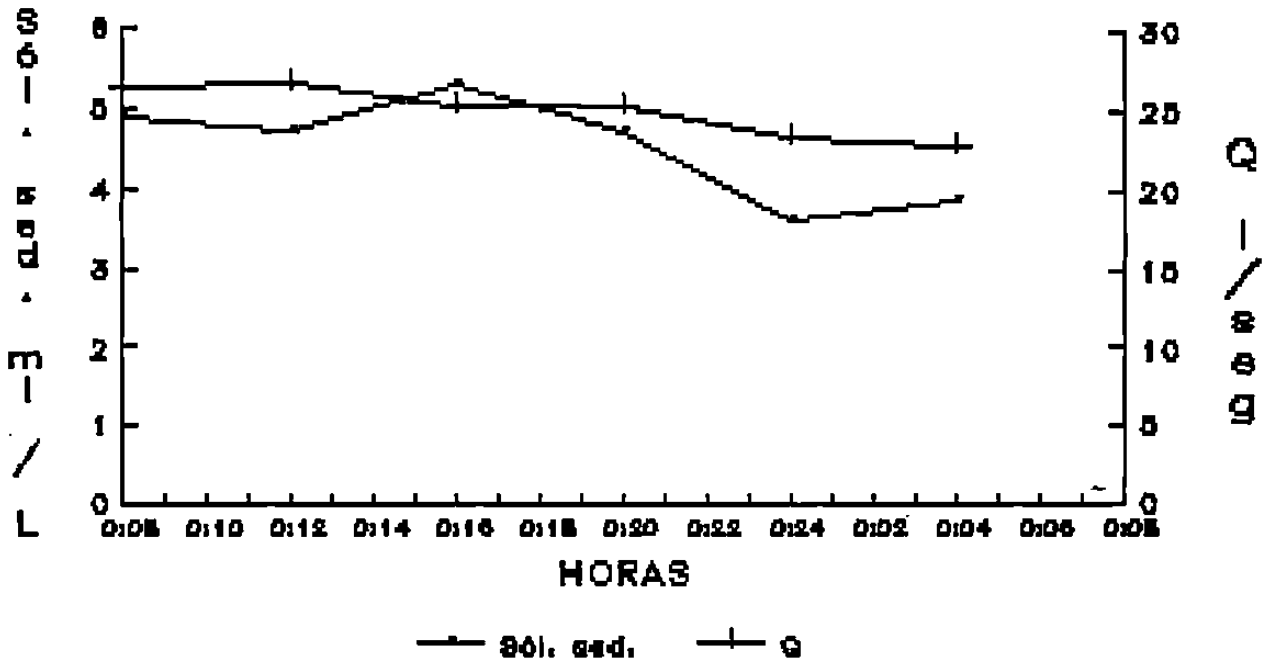


Figura 8. Dinámica de los sólidos sedimentables con respecto al gasto el día 17 de Agosto de 1993.

Sólidos suspendidos y disueltos

La dinámica de los sólidos suspendidos y sólidos disueltos, parámetros considerados como indicadores orgánicos con promedios de 180 y 182.30 mg/l respectivamente, determinados en efluente de Marín, (Cuadro 13), los mismos que se ilustran en la Figura 9, Figura 10, Figura 11, Figura 12, Figura 13 y Figura 14, donde se puede observar el comportamiento relacionado con la corriente de agua; el mismo que permite estimar la masa biológica presente en el efluente de Marín, y a la vez establecer el tiempo promedio de retención de los microorganismos en el tanque Imhoff y en la laguna de estabilización que será aproximadamente el mismo que adoptarán los sólidos suspendidos y disueltos, para que se produzca una eficiencia en la remoción de la materia orgánica, por consiguiente

los valores encontrados de sólidos suspendidos y disueltos serán utilizados dentro del proyecto y calculo hidráulico de la planta de tratamiento en razón de que la estimación anotada está acorde con lo manifestado por Eckenfelder (1966) quien menciona que la tasa de remoción de la materia orgánica y la tasa de crecimiento de los microorganismos en un proceso de tratamiento con tanque Imhoff es similar a los presentados para proceso aeróbico, ya que los sólidos suspendidos y disueltos son una medida de la masa biológicamente activa.

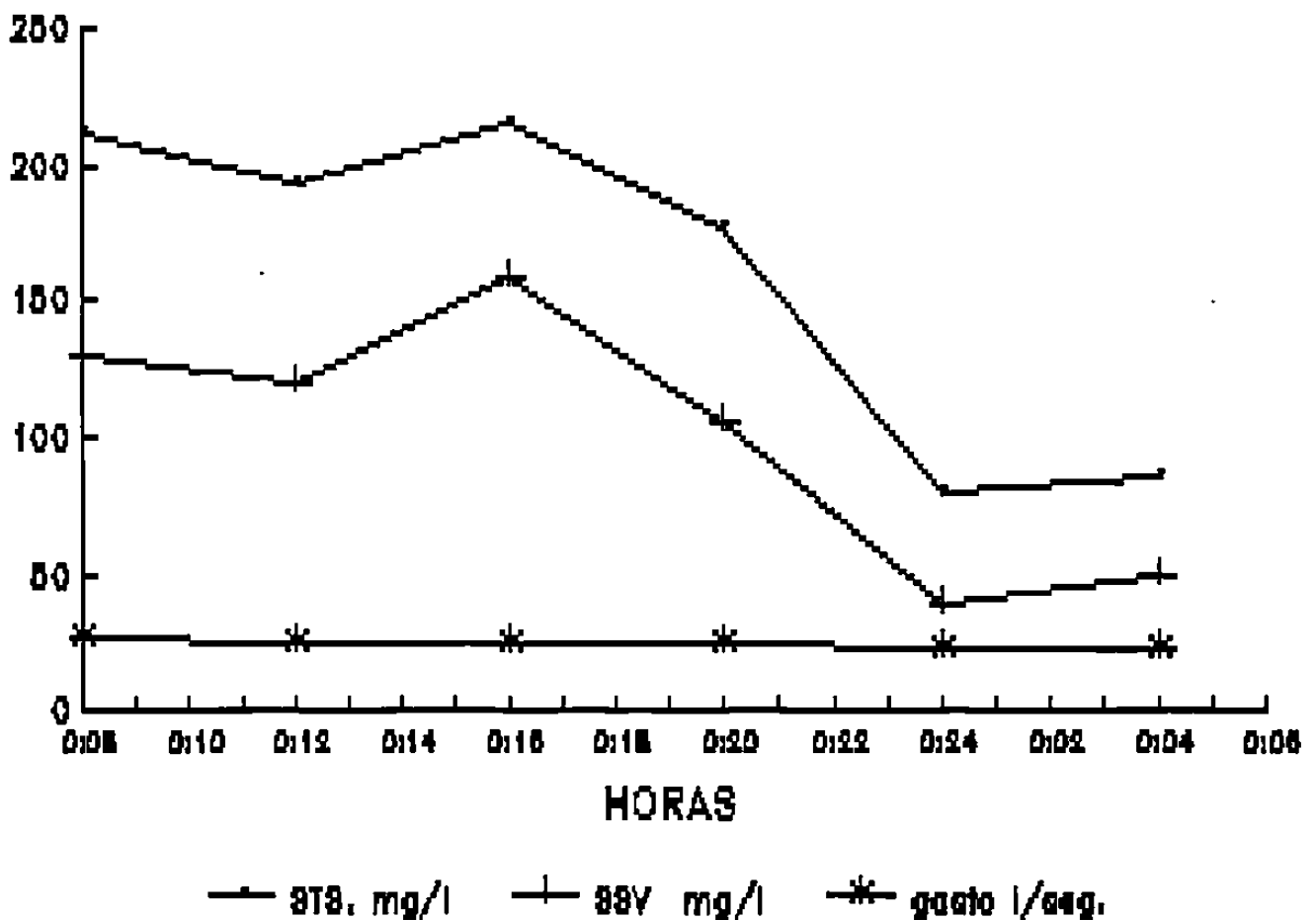


Figura 9. Comportamiento de los sólidos suspendidos totales y suspendidos volátiles con respecto al gasto obtenidos del efluente de Marín, N. L. en agosto 17 de 1993.

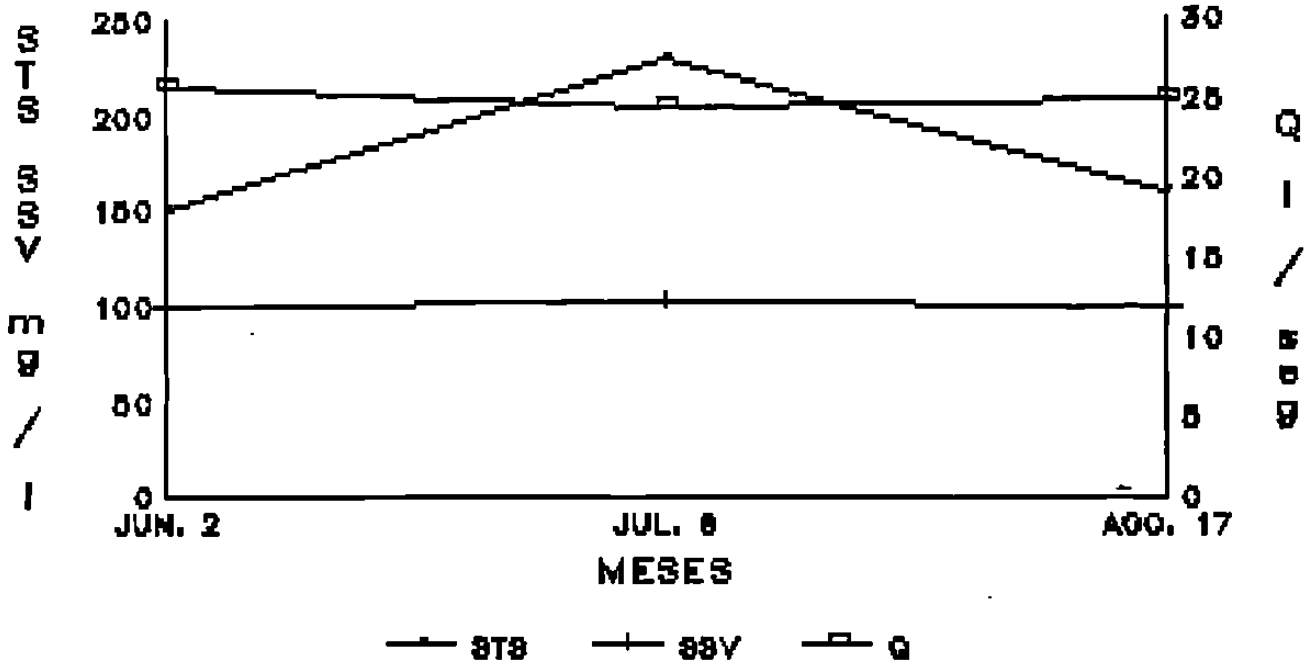


Figura 10. Tendencia de los sólidos suspendidos totales y suspendidos volátiles con respecto al gasto del efluente de Marín, N. L. en el 2 de junio, 6 de julio y 17 de agosto de 1993.

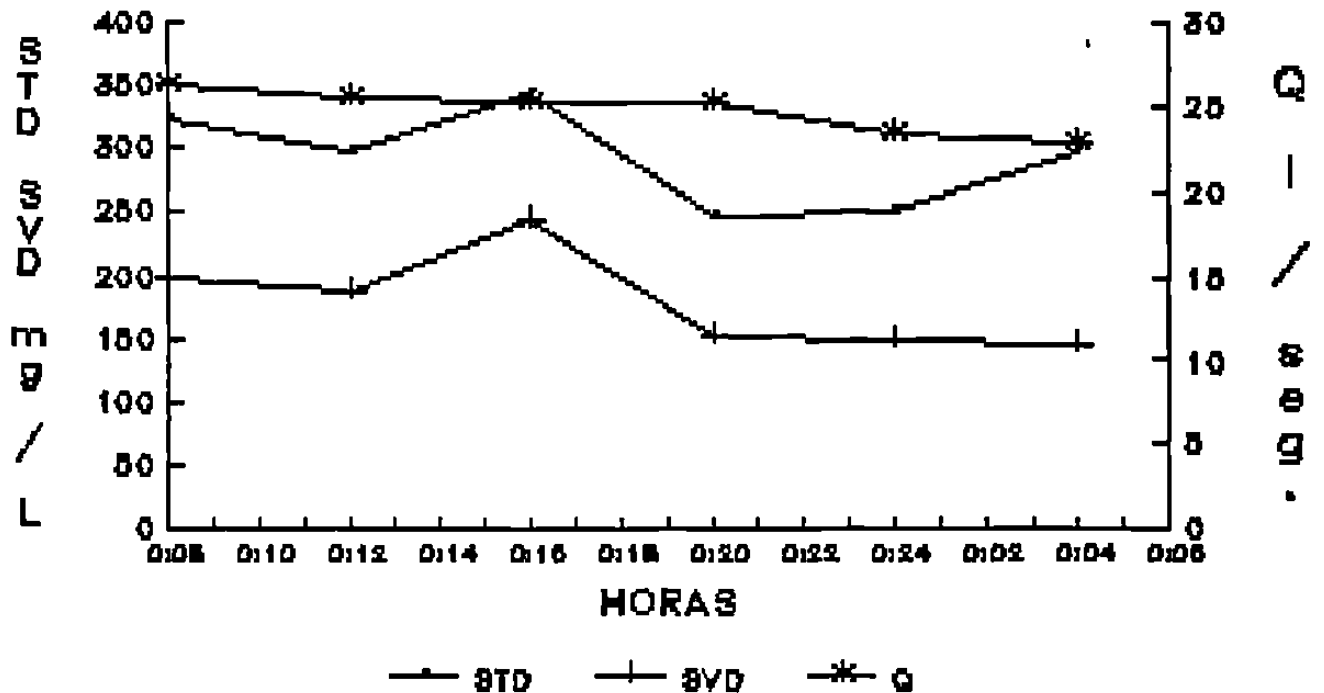


Figura 11. Comportamiento de las curvas de los sólidos disueltos totales y disueltos volátiles con respecto al gasto en el efluente de Marín, N.L. el 17 de agosto de 1993.

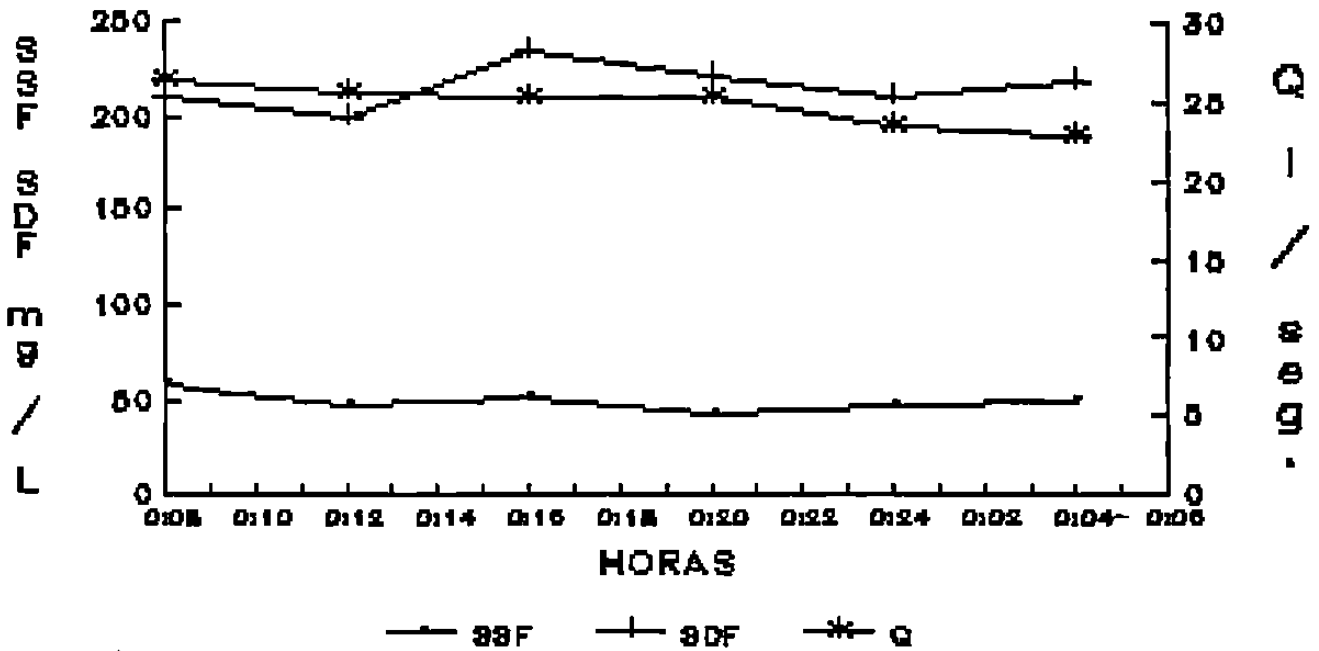


FIGURA 14. Tendencia de los sólidos suspendidos fijos y disueltos fijos en función del gasto obtenido en el efluente de Marín, N.L. el 2 de junio, 6 de julio, y 17 de agosto de 1993.

Sólidos fijos

Este parámetro está conformado por los sólidos fijos suspendidos y fijos disueltos con resultados promedio de 49.35 y 211.33 mg/l, respectivamente, encontrados en el efluente del agua residual doméstica de la población de Marín (Cuadro 13); la relación entre estos sólidos indica una dinámica que tiende a ser constante con respecto a la corriente de agua como se la puede observar en la figura 13 y en la Figura 14.

Este dinamismo se manifiesta en función de los sólidos totales que servirá para alcanzar la eficiencia del tratamiento, de acuerdo a la concentración de materia orgánica en el efluente que ingresará al sistema de tratamiento donde se puede estimar que si las

condiciones ambientales son adecuadas, es decir, el tiempo de retención es suficiente la dinámica de estos sólidos llegara a ser constante, y por tanto la remoción de la materia orgánica en la cámara de sedimentación y digestión del tanque Imhoff será eficiente, en consecuencia, este valor será utilizado en el proyecto y cálculo hidráulico de la planta de tratamiento debido a que esto está relacionado con lo que expresan Babbi y Baumann (1971). En relación a que durante las investigaciones realizadas en los tratamientos de aguas residuales con tanques Imhoff el tiempo de retención de los sólidos (TRS) es igual al tiempo necesario para la reproducción de las bacterias responsables por la descomposición anaeróbica de la materia orgánica.

Sólidos totales

Los resultados obtenidos de sólidos totales en la caracterización del agua residual de Marín presenta un valor promedio de 462.30 mg/l (Cuadro 13) y su comportamiento se ilustra en la Figura 15, donde se puede establecer que esta concentración indica, que de acuerdo a la corriente del agua, la viscosidad del líquido, la temperatura y el tiempo de retención, estos sólidos sedimentarán eficientemente en la cámara de sedimentación y digestión del tanque Imhoff.

Por tanto, estos valores serán considerados dentro del proyecto y cálculo hidráulico de la planta de tratamiento debido a que esto concuerda con lo investigado por Ford y Eckenfelder (1966)

en el sentido de que el parámetro de los sólidos totales tiene bastante utilidad como indicador de lo que puede suceder en el interior del tanque Imhoff en el proceso de depuración si se tienen en cuenta las variables que afectan al parámetro como son el tiempo de retención y la temperatura.

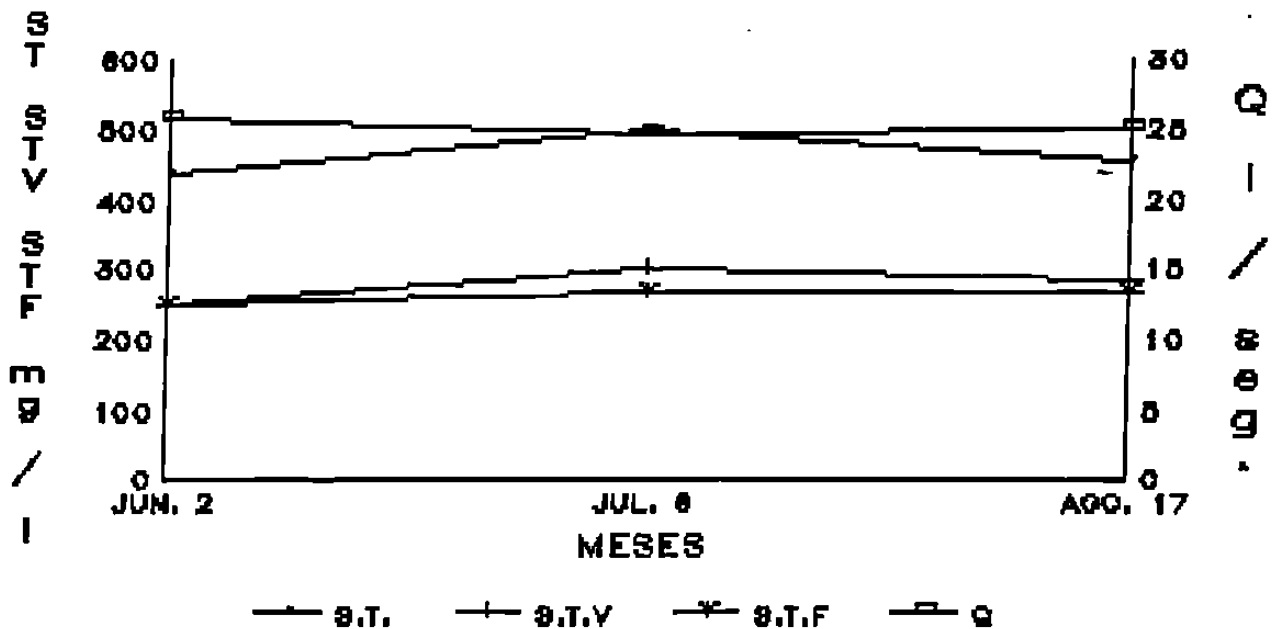


Figura 15. Curvas que muestran la dinámica de los sólidos totales, totales volátiles y totales fijos del efluente de marín, N.L. en relación al gasto, del 2 de junio, 6 de julio y 17 de agosto de 1993.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

El efluente del agua residual doméstica de la población de Marín, presenta un resultado promedio de 265 mg/l de (DBO₅) (Cuadro 13), el cual está ilustrado en la Figura 16 y en la Figura 17; este comportamiento representa la concentración de la materia orgánica e inorgánica degradable o transformable biológicamente en el interior de la unidad donde se producirá la digestión de lodos

(tanque Imhoff), por lo que se utilizará este valor dentro del proyecto y cálculo hidráulico del sistema de tratamiento, debido a que el resultado tiene relación con lo que manifiesta Marais (1971) En que los niveles de remoción de DBO⁵ en concentraciones de hasta 500 mg/l son aceptables en los tanques Imhoff, por lo tanto es una alternativa que debe considerarse para el tratamiento de las aguas residuales domésticas a reutilizarse en la agricultura, puesto que presentan una gran ventaja de no requerir sistema alguno de transporte de los lodos primarios al digestor.

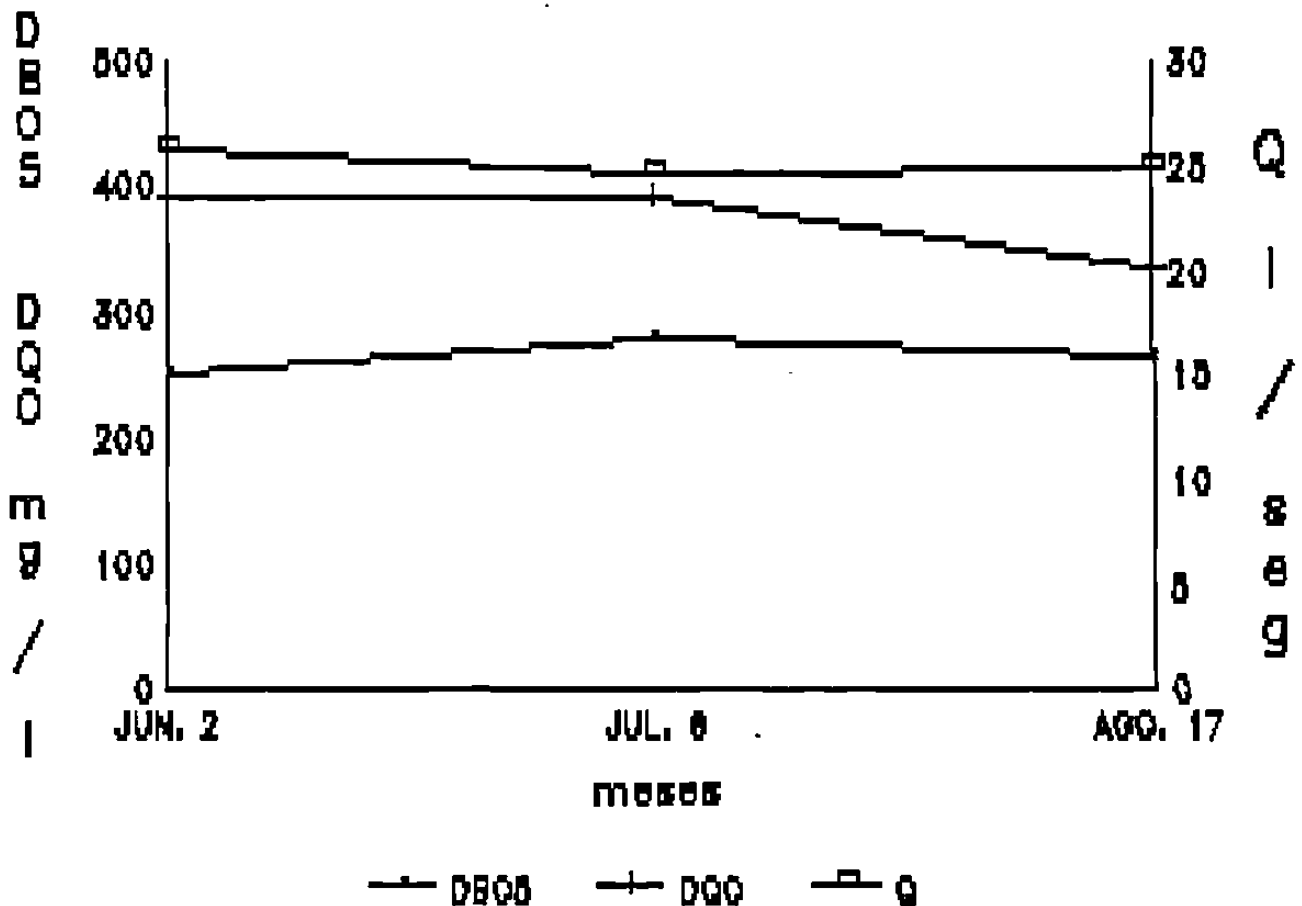


Figura 16. Tendencia de la Demanda Bioquímica de Oxígeno, Demanda Química de Oxígeno con relación al gasto obtenido en el efluente de Marín, N. L. el 2 de junio, 6 de julio, y 17 de agosto de 1993.

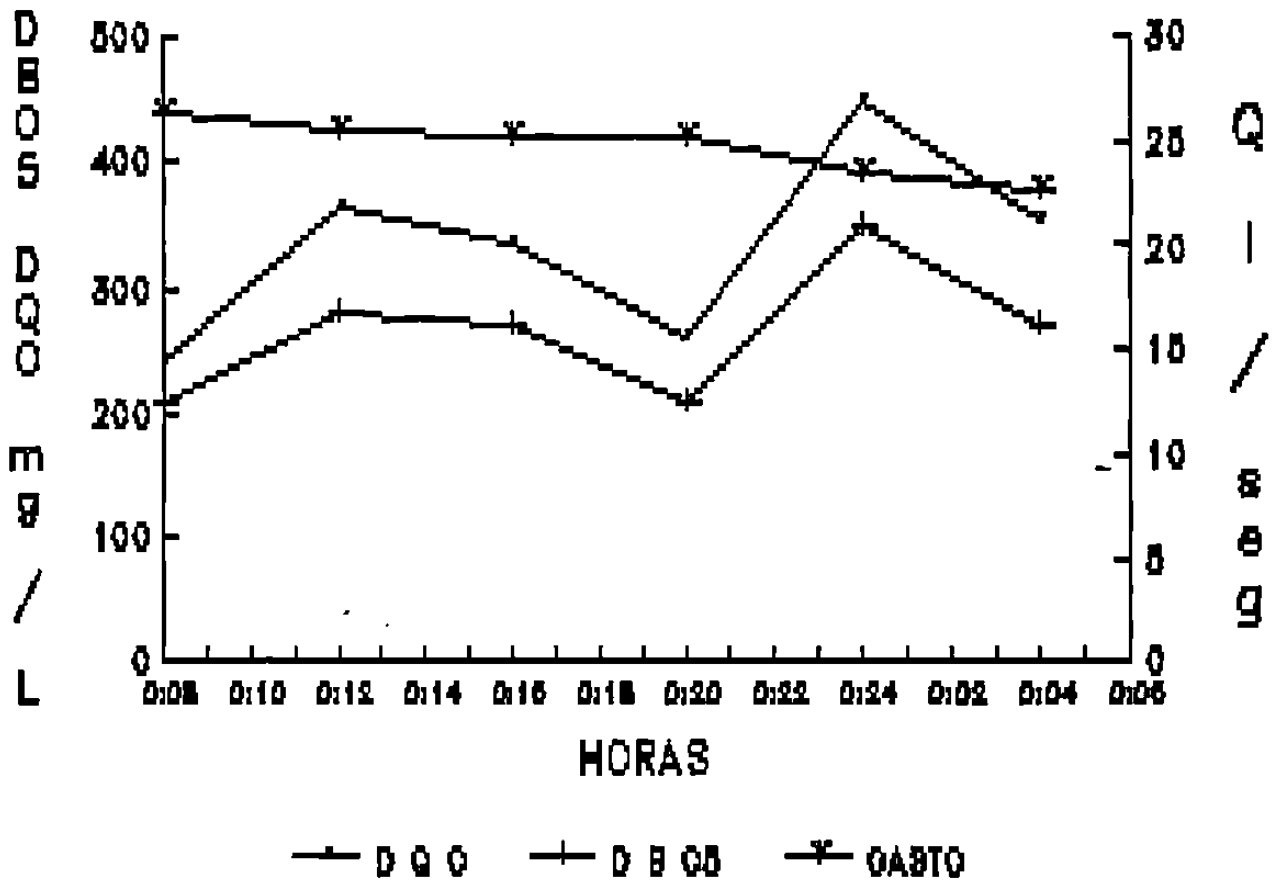


Figura 17. Comportamiento de la Demanda Bioquímica de Oxígeno a 20°C, Demanda Química de Oxígeno con relación al gasto obtenido en el efluente de la población de Marín, N.L. del día 17 de marzo de 1993.

Demanda química de oxígeno (DQO)

La concentración promedio obtenida como resultado del análisis químico de la DQO del agua residual de la población de Marín es de 372.09 mg/l (Cuadro 13), manifestando un comportamiento en función de la corriente de agua, la misma que está ilustrado en la Figura 16 y en la Figura 17, donde se puede observar la dinámica del contenido de la materia orgánica e inorgánica cuantificada que fue susceptible de oxidación en medio ácido, por parte del dicromato de

potasio ($K_2 Cr_2 O_7$), este valor incidirá en el proyecto y cálculo hidráulico de las unidades que conformarán la planta de tratamiento a proyectarse, en vista de que esto concuerda con la mencionado por Degremont (1981) quien establece que la demanda química de oxígeno (DQO) comprende todo lo que puede tener una demanda de oxígeno, especialmente las sales minerales oxidadas (sulfuros, sales de metales de valencia inferior) y la mayor parte de los compuestos orgánicos biodegradables o no y que haciendo un análisis estequiométrico de las reacciones promedios de estabilización de la materia orgánica en el tratamiento con tanque Imhoff indica que 1 mol de metano es equivalente a dos moles de oxígeno.

Por consiguiente por cada 16 gramos de CH_4 que se produzcan y se liberen del sistema se habrán removido 64 gramos de oxígeno equivalente (en términos de DQO) de las aguas residuales, para condiciones ambientales de temperaturas menores de veinte grados centígrados (20°) y una atmósfera de presión se producen 350 litros de metano por cada kilogramo de DQO removido.

Correlación entre la DBO y la DQO

La correlación entre la demanda bioquímica de oxígeno, DBO, y la demanda química de oxígeno, DQO, se puede obtener fácilmente para la mayoría de las aguas residuales. De la correlación que con frecuencia se encuentra, como en este caso, se puede inferir que una fracción de materia orgánica en el efluente que ingresa a una planta de tratamiento que puede ser oxidada por el dicromato, y por lo tanto medida por la DQO, no es oxidada bioquímicamente, bien sea por no ser biodegradable o bien por ser resistente a la oxidación

bioquímica y por lo tanto no es medible por la DBO.

Lo anterior se puede observar claramente en la Figura 18, lo que permite establecer que el efluente caracterizado, perteneciente a la localidad de Marín Está en condiciones de ser tratado con una planta de tratamiento donde se desarrolle la tecnología apropiada para la remoción de la materia orgánica de éste efluente, lo que se puede corroborar con lo mencionado por La Mota (1982) quien establece que los ensayos de la DBO y DQO no incluyen la demanda de oxígeno ejercida por algunos compuestos orgánicos que son resistentes, total o parcialmente a la oxidación bioquímica o a la oxidación por dicromato y el ensayo de la DBO puede verse afectado por algunas variables tales como la temperatura, pH, dilución, y que el ensayo de la DQO es independiente de tales variables.

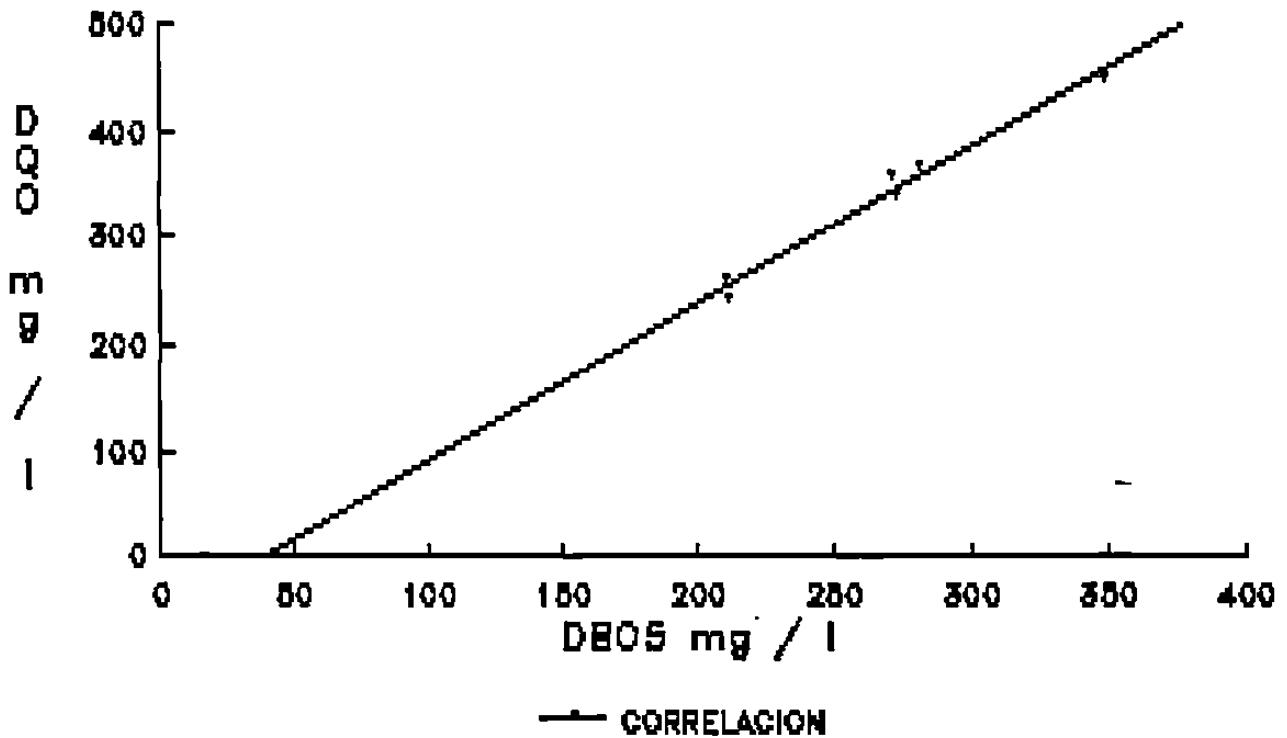


Figura 18 correlación entre la DBO y la DQO

Coliformes totales

El resultado obtenido de este parámetro indica una concentración promedio en el orden de 153×10^6 número más probable de coliformes totales en un volumen de 100 ml de muestra (NMP/100 ml mues.) lo cual se expone en el Cuadro 13.

La dinámica de los coliformes durante el período de caracterización que tiende a ser constante, se puede observar en la Figura 19, lo que demuestra que el agua residual de Marín, al ser sometida a un tratamiento como el que se proyecta, acompañado de un proceso de desinfección en el tratamiento secundario donde el agua permanezca el mayor tiempo en contacto con el desinfectante para

reducir la carga de coliformes a cero (0) tal como lo manifiesta Rivas y Mijares (1980) de que en las investigaciones realizadas en los tratamientos de aguas residuales con tanques Imhoff y lagunas de estabilización se alcanza una remoción de los coliformes en el orden del 99% y que acompañado de un proceso de desinfección la carga de coliformes se reducirá a cero (0) y el efluente resultante del tratamiento de depuración se podrá disponer para riego en la agricultura.

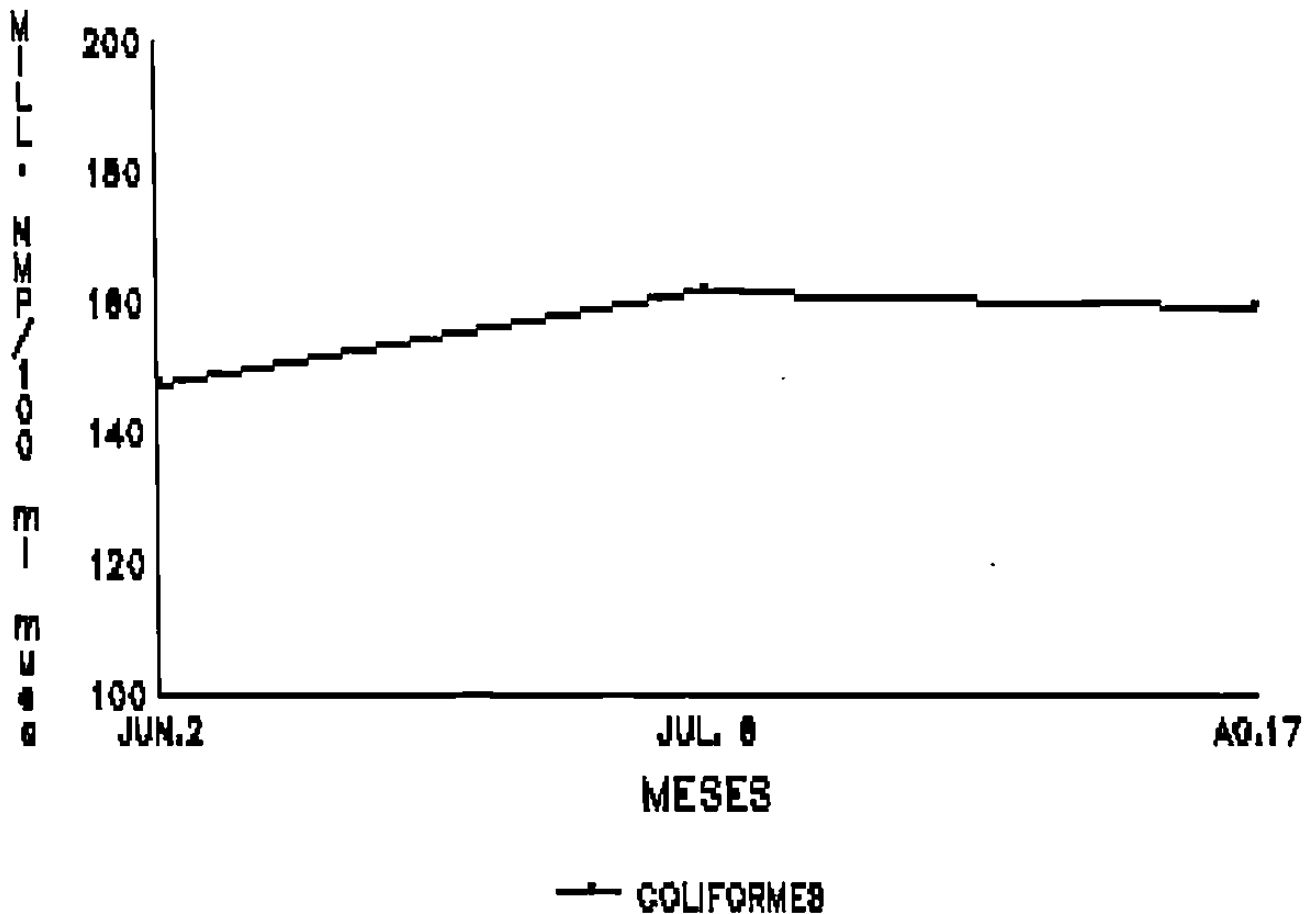


Figura 19. curva de coliformes totales mostrando la dinámica de estos que permitirá establecer la eficiencia en el tratamiento de desinfección, obtenida en el efluente de la población de Marín, N. L. el 2 de junio, 6 de julio y 17 de agosto de 1993.

4.2. INGENIERIA DEL PROYECTO

4.2.1. Proyecto y cálculo hidráulico de la planta de tratamiento.

Se tomaron las siguientes referencias generales para el proyecto y cálculo (Cuadro 6 y Cuadro 7) Dotación actual 300 l/ha/día (Cuadro 6 y Cuadro 7)

Población conectada al sistema 90%

Población actual de Marín = 6,050 (Cuadro 6)

población que aporta agua residual en Marín para 1993 = 5445

a) Cálculo de la población proyecto para 1998

$${}^2P_p = P_o [(1+r)^t ha] (0.9) \quad (1)$$

donde:

P_p = Población proyecto

P_o = Población del primer censo

1 = Constante

r = tasa de crecimiento poblacional

t = diferencia entre el primer y último censo

Tomando como el primer censo poblacional el de 1980 y el ultimo el del año 1993. (Cuadro 6) y despejando r

$r = 0.100360293$ sustituyendo valor en (1)

P_p para el año 1998 = 9702.0 hab

P_p para el año 2002 = 12784.0 hab

b) Cálculo del caudal del proyecto (Q_p)

¹Especificaciones técnicas:

Coefficiente de aportación $F = (0.80)$

Coefficiente de Harmond $M = (2.96)$

Factor de diseño $F_d = (0.80)$

$$Q_p = \frac{(\text{dotación actual}) (\text{población para 1998}) (F)}{(\text{día}) \text{ en seg}} \quad (2)$$

$$Q_p = \frac{(300 \text{ l/hab/día}) (9,702) (0.8)}{86,400} =$$

$$Q_p = 26.95 \text{ l/seg}$$

cálculo del caudal máximo y mínimo diario

$$\begin{aligned} Q_{\text{máx diario}} &= Q_p \times M = 26.95 \times 2.96 = \\ &= 79.80 \text{ l/seg} = 0.0798 \text{ m}^3/\text{seg} = 2.82 \text{ Pie}^3/\text{seg} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Q_{\text{mín diario}} &= Q_p \times 0.5 = 26.95 \times 0.5 = 13.47 \text{ l/seg} = \\ &= 0.01347 \text{ m}^3/\text{seg} = 0.48 \text{ Pie}^3/\text{seg} \end{aligned}$$

c) Cálculo del caudal requerido para el proyecto (Q_r)

$$Q_r = Q_{\text{máx diario}} \text{ en l/seg} \times F_d$$

$$Q_r = 79.80 \times 0.8 = 63.84 \text{ l/seg} = 0.06384 \text{ m}^3/\text{seg} \approx 0.064 \text{ m}^3/\text{seg}$$

$$1 \text{ millón de galón diario} = 1.547 \text{ Pie}^3/\text{seg}$$

$$Q_r \text{ en millones de l/día} = (Q_{\text{máx Pie}^3/\text{seg}}) (1\text{MG/día})/1.57\text{Pie}^3/\text{seg}$$

$$Q_r = 1.82 \text{ MG/día} = 6.89 \text{ millones de l/día}$$

d) Número de unidades a proyectar

El tratamiento preliminar estará proyectado y calculado para

¹Especificaciones técnicas obtenidas de Metcalf y Eddy (1972)

que cumplan su objetivo a su máxima capacidad desde 1994 hasta el año 2002, el proyecto y cálculo hidráulico del tanque Imhoff comprenderá dos (2) unidades; una actual que funcionará en el período del año 1994 al año 1998 más una futura que comprenderá el período del año 1998 al año 2002, la unidad futura será de igual diseño que la primera unidad para que funcionen en paralelo como se indica en el plano 4

4.2.1.1 Proyecto y cálculo hidráulico del tratamiento preliminar

a) ²Cálculo del aforador Parshall

Según especificación técnica los valores de H_a y H_b están en función del caudal máximo ($Q_{\text{máx}}$) y caudal mínimo ($Q_{\text{mín}}$) respectivamente

$$Q_{\text{máx}} = 2.82 \text{ pie}^3/\text{seg}$$

$$H_a = 0.95 \text{ pie} = 0.29 \text{ mt}$$

$$Q_{\text{mín}} = 0.48$$

$$H_b = 0.30 \text{ pie} = 0.09 \text{ mt}$$

$$\frac{H_b}{H_a} = \frac{0.30}{0.95} = 0.32$$

³Donde 0.32 es menor que 0.60

De acuerdo con la especificación técnica la relación anterior establece la condición de que el aforador Parshall trabajará a

²Las especificaciones técnicas y cálculo para el dimensionamiento del aforador Parshall, fueron tomadas de la tabla 9-14 Medición de Agua de riego del servicio de conservación de suelos del departamento de agricultura de los E.E. U.U., (1975) (cuadro 11)

³Especificación técnica que establece la relación para la selección del ancho de garganta del aforador Parshall tomada de la referencia descrita en la nota a pie anterior.

flujo libre, por lo tanto se determina bajo estas condiciones en las tablas referidas la capacidad de flujo libre del aforador, siendo estas para : $Q_{\text{máx}} = 8.9 \text{ pie}^3/\text{seg} = 252 \text{ l/seg}$ y para un $Q_{\text{mín}} = 0.09 \text{ pie}^3/\text{seg} = 2.55 \text{ l/seg}$

Con estos valores encontrados podemos estimar un ancho de garganta (W) de 9", por tanto las dimensiones calculadas del aforador Parshall serán las siguientes, expresadas en pie con su fracción en pulgadas y convertidas a metros:

W = 9''	W = 0.22 m
2/3 A = 1' 11 1/8''	2/3 A = 0.58 m
C = 1' 3''	C = 0.381 m
E = 2' 6''	E = 0.762 m
G = 1' 6''	G = 0.457 m
M = 1'	M = 0.304 m
N = 4 1/2''	N = 0.114 m
B = 2' 10''	B = 0.863 m
D = 1' 10 5/8''	D = 0.574 m
F = 1'	F = 0.304 m
K = 3''	K = 0.076 m
X = 2''	X = 0.050 m
Y = 3''	Y = 0.076 m

⁴Cálculo de la pérdida de carga (H_f) del aforador Parshall

$$H_f = 5.5 \text{ cm} = 0.0055 \text{ m}$$

En la Figura 20 se muestra el diseño del aforador Parshall en dos cortes con el propósito de estimar los detalles en la construcción.

⁴Perdida de carga calculada en función del gasto (Q) de acuerdo al monograma de Tarrant Medidores Parshall para un W de 3'' a 4' obtenido de Acevedo y Acosta figura 29-9 pag 479 (1992)

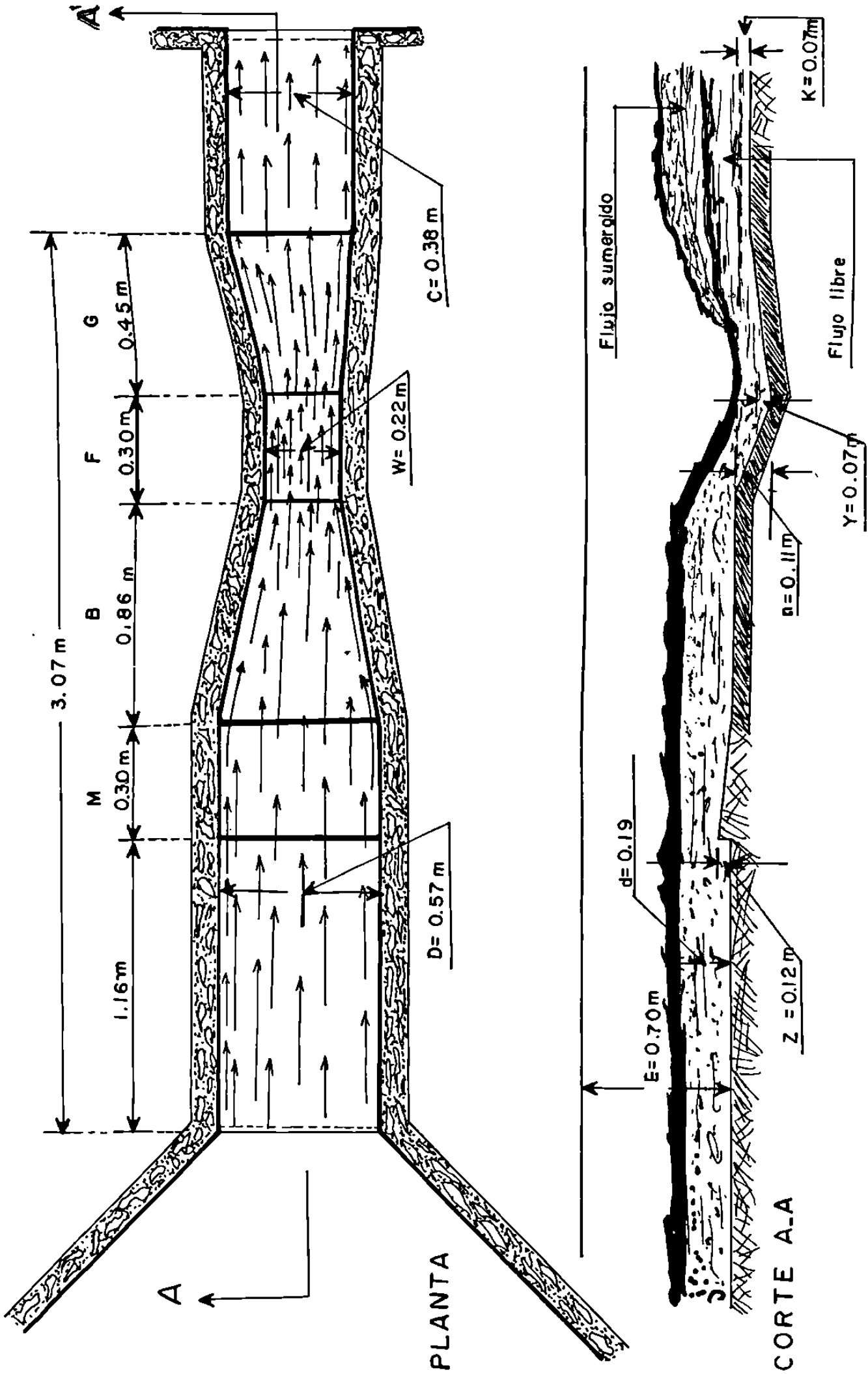


FIGURA 20 DISEÑO DEL AFORADOR PARSHALL

E W T C

1993

b)⁵Cálculo del Desarenador:

$$\frac{Q_{\text{mín}}}{Q_{\text{máx}}} = \frac{\left[1.1 \left[\frac{Q_{\text{mín}}}{4.1 \times W} \right]^{0.66} - Z \right]}{\left[1.1 \left[\frac{Q_{\text{máx}}}{4.1 \times W} \right]^{0.66} - Z \right]} \quad (3)$$

despejando Z de (3)

$$Z = \frac{1.1 Q_{\text{máx}} \left[\frac{Q_{\text{mín}}}{4.1 \times W} \right]^{0.66} - 1.1 Q_{\text{mín}} \left[\frac{Q_{\text{máx}}}{4.1 \times W} \right]^{0.66}}{Q_{\text{máx}} - Q_{\text{mín}}} \quad (4)$$

reemplazando valores en (4)

$$Z = \frac{2.05 - 1.13}{2.34} = 0.4 \text{ pie}$$

$$Z = 0.4 \text{ pie} = 0.12 \text{ mt}$$

Cálculo del tirante de agua (d) del Parshall en la sección garganta

$$d + z \text{ (en pie)} = 1.1 \times H_a = H_m$$

$$d + 0.4 = 1.1 (0.95) =$$

$$d = 0.650 \text{ pie} = 0.19 \text{ m}$$

La altura del canal será igual a: $d + 0.51 \text{ m}$ de bordo libre estimado bajo criterio técnico.

⁵El cálculo del desarenador se basó en las formulas y especificaciones técnicas obtenidas de Eckenfelder, (1967)