



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS PROFESIONALES ARAGÓN

“PROPUESTA DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES PARA LA CIUDAD DE CHILAPA DE ÁLVAREZ DEL
ESTADO DE GUERRERO, MÉXICO”

TESIS

PRESENTA

EYMARD ERNESTO ARCOS AGUILAR

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO CIVIL

ASESOR: M. EN C. SERGIO ALFONSO MARTÍNEZ GONZÁLEZ





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

AGRADECIMIENTOS

A mi asesor de tesis el M. en C. Sergio Alfonso Martínez González por su orientación en este trabajo.

A mi hermana Alma Yoloxochitl por su apoyo, paciencia y esfuerzo.

A mi familia que a pesar de distintos obstáculos siempre me apoyaron y creyeron en mí.

A la gente que formo parte en mi desarrollo como persona.

A mis amigos de la infancia por estar ahí incondicionalmente.

A mis compañeros que me acompañaron durante toda la carrera.

Al Centro Tecnológico Aragón por el préstamo de sus instalaciones para la realización de los análisis usados en este trabajo.

Hago un énfasis muy especial al sistema de becas PUMC-UNAM por la beca otorgada que siempre me ayudó en mis estudios, a la maestra Evangelina Mendizábal encargada del programa; y a todos los asesores de los distintos grupos de becarios.

A la UNAM y FES Aragón por la oportunidad de usar sus instalaciones para formarme profesionalmente y ser una ventana del conocimiento.

ÍNDICE

I. Introducción	1
II. Antecedentes	3
2.1 El agua y sus definiciones	3
2.2 El ciclo hidrológico	4
2.2.1 Evapotranspiración	5
2.2.2 Precipitación	5
2.2.3 Escorrentía	5
2.2.4 La infiltración en el suelo	6
2.3 El agua al servicio de las ciudades	6
2.4 Agua potable	7
2.5 Aguas residuales	8
2.5.1 Contaminantes del agua residual	8
2.5.2 Alteraciones del agua	11
2.5.2.1 Alteraciones físicas	11
2.5.2.2 Alteraciones químicas	13
2.5.2.3 Alteraciones biológicas	15
2.5.3 Control de la calidad de las aguas residuales	16
2.5.4 Reúso de las aguas residuales	18
2.5.4.1 Reúso de las aguas residuales municipales	18
2.5.4.2 Aguas para riego de parcelas agrícolas y áreas verdes	18
2.6 Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales	25
2.6.1 Autopurificación	25
2.6.2 Necesidad de tratar las aguas residuales	27
2.6.3 Métodos de tratamiento de las aguas residuales	30
2.6.3.1 Pretratamiento	33
2.6.3.2 Desarenado	33

2.6.3.3 Desengrasado	33
2.6.3.4 Tratamiento primario	34
2.6.3.4.1 Sedimentación	34
2.6.3.4.2 Flotación	36
2.6.3.5 Tratamiento secundario	36
2.6.4 Tratamiento y disposición de los lodos	39
2.6.4.1 Métodos de tratamiento de los lodos	40
2.6.5 Desinfección	45
2.6.6 Contaminantes orgánicos	48
2.6.7 Control de algas	50
2.6.8 Remoción de hierro y manganeso	52
2.6.9 Ósmosis inversa	53
2.7 Tratamiento alternativo de las aguas residuales	54
2.7.1 Estudios comparativos para la selección entre los diferentes sistemas de tratamiento	57
2.7.2 Tipos de contaminación	61
2.7.3 La función de las plantas de depuración	61
2.8 Humedales artificiales	65
2.8.1 Tipos de flujo superficial o libre (FS).	68
2.8.2 Tipos de flujo subsuperficial (FSS)	68
2.8.3 Dimensionamiento	72
2.8.4 El papel de las plantas en los humedales artificiales	74
2.8.5 Eliminación de metales	77
III. Descripción de la ciudad de Chilapa de Álvarez	82
3.1 Localización	82
3.2 Toponimia	83
3.3 Hidrografía	83
3.4 Clima	83

3.5 Principales sectores, productos y servicios	84
3.5.1 Agricultura	84
3.5.2 Ganadería	84
3.5.3 Industria	85
3.5.4 Salud	85
IV. Propuesta de diseño del Sistema de Tratamiento de Agua Residual	86
4.1 Métodos para determinar la calidad de las aguas	86
4.2 Análisis y evaluación cuantitativa de la calidad de las aguas residuales	91
4.2.1 Proyección de poblaciones futuras	92
4.2.1.1 Método aritmético	93
4.2.1.2 Método geométrico	93
4.2.1.3 Método de interés compuesto	94
4.2.2 Dotación de aguas	94
4.2.3 Determinación del gasto de aguas negras	95
4.2.4 Determinación de la velocidad del afluente	96
4.2.5 Pretratamiento	97
4.2.5.1 Rejillas	97
4.2.5.2 Canal desarenador	100
4.2.5.3 Control de la velocidad	102
4.2.5.4 Transición	106
4.2.6 Cárcamo de bombeo	107
4.2.7 Tanque de sedimentación primaria	110
4.2.8 Humedal artificial de flujo horizontal superficial	114
V. Recomendaciones y conclusiones	118
VI. Bibliografía	121
Anexo	

I. Introducción

La contaminación y la destrucción de áreas verdes en la actualidad es en gran parte uno de los factores importantes en el calentamiento global, es por eso que en el presente trabajo pretende proponer un Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales (STARM) con base en el uso de tecnologías no convencionales para darle un tratamiento a las aguas residuales de la población de Chilapa de Álvarez del Estado de Guerrero, ya que se evitan el uso de equipos que de alguna forma requieren energéticos que contribuyen con emisiones de gases de efecto invernadero.

En los últimos años, la red de alcantarillado en la localidad de Chilapa de Álvarez ha estado modificándose para canalizarla a una sola tubería que corre en paralelo al río Ajolotero que cruza la ciudad con la intención de que a una distancia considerable se desfogue a este río sin un tratamiento previo.

El río contaminado por desechos municipales hace vulnerable a la población aguas abajo a enfermedades, ya que la población es medianamente agrícola, además de que el río en los últimos años ha sido deteriorado, ya que se está utilizando como un gran desagüe.

Los STARM con tecnologías no convencionales (alternativas) hacen un gran acoplamiento al medio ambiente y su uso genera mejores resultados, pues tanto tratan a las aguas residuales como pueden ser un gran filtro para el aire contaminado, generando oxígeno y una área de refugio de distintas especies animales, de esta forma se generaría o mantendría su medio ambiente.

El uso de los Humedales Artificiales como un STARM sería una forma de resarcir en parte por los daños que se le han causado a la naturaleza, pero el inconveniente es que el área, para este tipo de sistemas, necesaria es extensa a comparación con un STAR con tecnología convencional. En un principio tal vez sería necesaria una gran inversión económica, pero a largo plazo se compensaría, puesto que en el humedal artificial no es necesario un mantenimiento intenso, y sus requerimientos de energía eléctrica son mínimos.

Un humedal artificial puede ser visto como una gran puerta a la sustentabilidad, puesto que podrían integrarse a ella algunas otras tecnologías para auto sustentarse. Algunas de estas tecnologías que pudieran integrarse son los tanques inhoff o similar y generar gas para después transformarlo en energía eléctrica, así como también los productos o residuos que generaría el humedal (biomasa), puede ser gasificado y generar energía eléctrica para uso del mismo humedal. El Humedal artificial podría ser visto también como un campo de investigación (nuevo en México).

Se ha visto que los STAR convencionales requieren de una inversión económica muy grande para su adecuado funcionamiento, por lo que lo convierte en una mala inversión en comparación a los STAR con tecnologías alternativas. Estos últimos pueden instalarse para tratar el agua generada por una familia o para una gran población, siempre y cuando que en la misma no existan residuos industriales en grandes cantidades.

El mantenimiento de los STAR con equipo de punta no es conveniente para los gobiernos públicos puesto que son una carga económica demasiado grande y la larga solo se convertirían en STAR abandonados ó provocando una mala calidad del agua tratada.

Con esta propuesta se pretende realizar un tratamiento que mejore la calidad de las aguas residuales y el entorno en lo largo y ancho de la corriente del Río Ajolotero.

El STARM propuesto es técnicamente factible y puede evitar enfermedades provocadas por la mala calidad de las aguas usadas para la agricultura en poblaciones aguas abajo del Río Ajolotero.

En el Capítulo II podremos ver y entender el ciclo natural del agua, los requerimientos adecuados para su uso, los cambios físicos, químicos y biológicos que sufre durante el uso que le da el hombre, el control del agua residual y distintos sistemas de tratamiento que pueden ser aplicados para mejorar la calidad del agua residual.

Durante el Capítulo III describiremos a la ciudad de Chilapa de Álvarez así como a sus distintos sectores que la conforman.

Los métodos usados en este proyecto los podremos conocer en el Capítulo IV, veremos los resultados de la calidad del agua con la que trabajaremos, la proyección futura de población y conoceremos el sistema de tratamiento propuesto.

En el Capítulo V veremos las recomendaciones y conclusiones a que llegamos al concluir el proyecto.

Objetivos

Tratar las aguas residuales de la ciudad de Chilapa de Álvarez con un sistema sustentable.

II. Antecedentes

2.1 [El agua y sus definiciones](#)

En el planeta existe una cantidad de agua de 1385 millones de km^3 que corresponden al 72% de su superficie, el 28% restante es suelo continental. El 97.3% del agua es salada y el 2.7% es dulce. El agua dulce se reparte, en los casquetes polares en forma de hielo que representa el 77.04% del agua dulce (2.08% del total). El resto del agua dulce se encuentra en aguas subterráneas, lagos, acuíferos, ríos, la humedad del suelo, la atmosfera. El total de agua disponible para el ser humano es el 0.09% de las aguas dulces (0.0025% del total de las aguas).

El agua dulce es vital para preservar todo tipo de vida en el planeta, a raíz de esto el ser humano mitifico al agua así como a la naturaleza en general, hasta que el espíritu renacentista acabaría rompiendo en buena medida esa mitificación. El paradigma de dominación de la naturaleza ha presidido la historia y la lógica del moderno desarrollo científico y tecnológico. Desarrollo del que se han derivado impresionantes avances en el conocimiento que han supuesto importantes mejoras en la calidad de vida de miles de millones de personas. Sin embargo, también se han provocado efectos adversos en el orden natural que hoy requieren de mayores esfuerzos tanto técnicos como económicos las cuales tendrán que resolver las generaciones futuras.

Actualmente este paradigma de dominación está en crisis. Se trata entonces de asumir un nuevo enfoque más humilde y sabio, basado en la sustentabilidad.

Hoy, cuando en el planeta existen casi 7,000 millones de seres humanos, miles mueren de sed y de hambre a causa de las sequías. Muchos padecen las consecuencias de las inundaciones. Casi tres cuartas partes de la humanidad viven de la ocurrencia oportuna de la lluvia, o suficiente, o escasa y en casos devastadora, y del comportamiento no controlado de ríos y arroyos.

Se estiman en más de 1100 millones de personas que no tienen acceso garantizado al agua potable, lo que conlleva más de 10000 muertes al día, en su mayoría de niños. Por otro lado, la mayor parte de los ecosistemas acuáticos continentales están gravemente degradados, y en muchos casos de forma irreversible, generando una crisis de biodiversidad en la biosfera. Ambas realidades, presentadas frecuentemente como fenómenos independientes, son caras, o consecuencias, de una misma crisis: la crisis de insostenibilidad de los ecosistemas acuáticos continentales de aguas dulces.

La derivación o extracción abusiva de caudales en ríos y acuíferos subterráneos, la desecación de humedales, la contaminación sistemática y masiva de las aguas

continentales y las múltiples actuaciones humanas sobre estos ecosistemas, desde una actitud imprudente como en ocasiones prepotente, coloca a la humanidad ante una de las crisis de insostenibilidad con consecuencia más graves, tanto ecológicas, como económicas y sociales. De hecho, el problema de esos más de 1100 millones de personas, que no tienen garantizado el acceso al agua potable, no procede de problemas propiamente de escasez cuantitativa de aguas disponibles. El problema es que, desde nuestra insaciable e irresponsable ambición desarrollista, se han degradado esos ecosistemas acuáticos, envenenado a las poblaciones y comunidades que dependen de ellos.

2.2 El ciclo hidrológico

El agua se mueve en la tierra según las fuerzas verticales, básicamente escorrentía superficial, evaporación, precipitaciones, infiltración, intrusiones de aguas marinas, etc., y entre todas ellas, añadiendo la radiación solar como fuente de energía, constituyen un ciclo casi completo (Ver Figura 1).

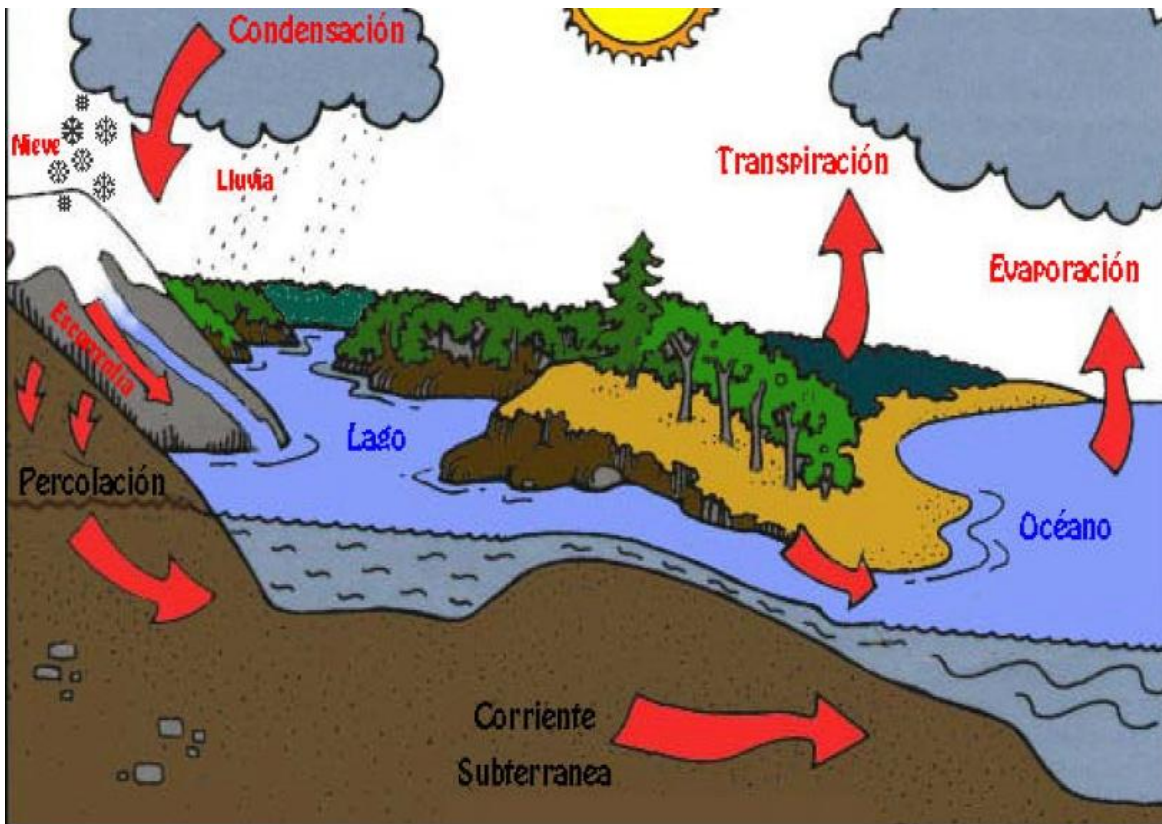


Figura 1. Ciclo hidrológico.

2.2.1 Evapotranspiración

El conjunto de la evaporación directa del agua del suelo y la evaporación del agua transpirada por los vegetales (previamente extraída del suelo) constituyen la evapotranspiración (ET).

El total de pérdidas de agua de una cubierta vegetal que cubra totalmente el suelo y en condiciones climáticas dadas, y cuando el suministro de agua al proceso sea suficiente para cubrir la demanda de evaporación, constituye la evapotranspiración potencial y evapotranspiración sin límite (ETP).

2.2.2 Precipitación

En la precipitación el 28% del agua cae en la tierra y el 72% en el mar. El agua de lluvia absorbe los gases y vapores que se encuentran normalmente presentes en la atmósfera: oxígeno, nitrógeno, bióxido de carbono y gases raros, y barre las partículas del aire cuando se forman gotas en su alrededor. Los núcleos de sal (en particular los cloruros) llegan a la atmósfera procedentes del rocío marino y de las cataratas de agua dulce. La precipitación radiactiva contribuye con residuos de esta naturaleza. Sin embargo, cuando la lluvia humedece la superficie de la tierra, el agua empieza a adquirir las propiedades del escurrimiento superficial, con excepción del agua de cisternas, la nieve de las alturas y el hielo glacial, que tienen características especiales. La lluvia es raramente la fuente inmediata de abastecimientos locales de agua.

2.2.3 Escurrimiento

El suelo tiene capacidad de infiltración, capacidad de retención y capacidad para sustentar un escurrimiento.

Este último caso implica erosión, disgregación y arrastres; el segundo implica que el suelo puede mantener y almacenar agua capaz de regular caudales subterráneos y de mantener la vegetación; el primero es el que transmite el agua hacia el interior (aguas subterráneas).

El escurrimiento es la parte de precipitación que alimenta las corrientes superficiales de una cuenca.

Al circular el agua y almacenarse en el suelo, se ponen en contacto diversas fases sólida, líquida y gaseosa, y se establecen múltiples procesos físico y bioquímicos que transforman suelo y agua. Estos procesos provocan modificaciones en las características de ambos en múltiples aspectos, que se traducen en más o menos retención, más o menos disponibilidad de nutrientes y más o menos aireación.

2.2.4 La infiltración en el suelo

Cuando ocurre una precipitación, una parte discurre por la superficie del suelo como escorrentía superficial y otra penetra en el suelo como infiltración. La infiltración es, pues, una aportación vertical (rara vez lateral).

En principio una mayor capacidad de infiltración de un suelo supone una mayor capacidad de retención del agua.

Las fuentes de aguas subterráneas se recargan por infiltración a las aberturas del suelo, en lugar de por escurrimiento sobre su superficie. Al infiltrarse las aguas al suelo absorben los gases de la materia orgánica en descomposición en el interior de los poros del manto. En las tierras vivas, que son ricas en materia orgánica, el agua desprende oxígeno y absorbe bióxido de carbono. Se disminuye el pH y se disuelven algunos minerales del suelo. Los carbonatos, sulfatos y cloruros se disuelven en el agua, aumentando su dureza. Pueden solubilizarse también el hierro y el manganeso. Entre los gases de descomposición que pueden encontrarse en las aguas subterráneas están el ácido sulfhídrico y el metano.

2.3 El agua al servicio de las ciudades

El hombre, en su instinto de vida en sociedad, siempre ha tenido la tendencia a desarrollar su existencia en aglomeraciones.

La necesidad de mejora en su calidad de vida ha provocado el abandono del campo y la emigración a las ciudades.

Las ciudades reciben agua para muchos fines:

- 1) Uso potable y culinarios
- 2) Lavado y baños
- 3) Limpieza de ventanas, paredes y pisos
- 4) Calefacción y acondicionamiento de aire
- 5) Riego de prados y jardines
- 6) Llenado de piscinas y estanques de vadeo
- 7) Exhibición en fuentes y cascadas
- 8) Generación de energía hidráulica y de vapor
- 9) Procesos industriales
- 10) Combate de incendios
- 11) Eliminación de desechos caseros perjudiciales y potencialmente peligrosos (aguas residuales) y aguas residuales industriales.

La historia del abastecimiento y evacuación de agua inicia con el crecimiento de las capitales antiguas, o de los centros religiosos y comerciales.

Aunque las ciudades estuvieron provistas de sistemas de drenaje durante siglos, aquéllos fueron construidos para conducir el escurrimiento de aguas de tormentas, y la descarga en los drenajes de los desechos fecales y de otra clase estuvo prohibida hasta bien entrado el siglo XIX. Antes de esa época el uso de los drenajes existentes, fue sólo clandestino, pues estaban destinados a la evacuación de desperdicios. Hasta que el alcantarillado sanitario se transformó en un sistema aceptado de limpieza municipal.

La recepción de material fecal en los drenajes existentes para tormentas dió como resultado el uso de los drenajes combinados. Se justifica que los drenajes pluviales originales fueran construidos para descargar en cercanos ríos, lagos o estuarios. Sin embargo, cuando se vertieron también en estos drenajes desechos domésticos, frecuentemente se sobrecargó su capacidad receptora de materia orgánica

Sin embargo, el control definitivo de la calidad del agua, como propósito es de origen reciente. Se inicia, también, con el crecimiento de las ciudades, en este caso, poblados industriales surgidos de la revolución industrial acaecida en el siglo XIX.

2.4 Agua potable

En una forma sencilla y elemental puede definirse como aquellas adecuadas para beber. Y más específicamente expresar que son buenas para bebida, aquellas aguas que no causan daño ni molestia al ingerirse en el organismo humano; o bien las que son agradables al paladar y realizar sin daño ni peligro las funciones fisiológicas del citado organismo.

Para que las aguas tengan esta característica de potabilidad se necesita que lleven en disolución ciertas sustancias que la hacen agradable y nutritiva, es decir Oxígeno, Bióxido de Carbono; y sales minerales de Potasio, Sodio, Calcio y Magnesio; todas estas sustancias en pequeñas concentraciones, pues en exceso tornan impropia el agua. Se requiere, además, que las aguas no lleven en suspensión cuerpos extraños; que su temperatura sea alrededor de 15° C lo cual le da cierta frescura; que carezca de olores, estén ausentes de materia orgánica, o cuando menos exista en concentraciones traza, pero nunca de origen fecal; que no lleven organismos patógenos. Aguas que reúnen todas estas condiciones en general son adecuadas para ser consumidas, sin peligro y con agrado, como bebida.

2.5 Aguas residuales

Las AGUAS RESIDUALES son las aguas usadas en residencias, establecimientos comerciales e instituciones; en general, se consideran como AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS, A.R.D., los líquidos provenientes de las viviendas o residencias, edificios comerciales e institucionales. Se denominan AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES a los residuos líquidos transportados por el alcantarillado de una ciudad o población y tratado en una planta de tratamiento municipal y se llaman AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES las aguas residuales provenientes de las descargas de industrias de manufactura.

La interacción del agua con la naturaleza y su empleo en las actividades llevadas a cabo por el hombre provocan alteraciones en sus propiedades. Estas alteraciones pueden ser diversas, y su conocimiento permite evitar que puedan llegar a ocasionar graves problemas.

En el primer caso la contaminación suele ocurrir cuando las corrientes o los almacenamientos se ponen en contacto con aguas fósiles salinas o con rocas solubles; los contaminantes que se encuentran naturalmente en el agua incluyen virus, bacterias y formas superiores de vida; y sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos. El segundo caso, se produce por lo general a causa de las descargas de sustancias que rebasan la capacidad de autopurificación del agua en los cuerpos receptores. La contaminación de uno y otro origen limita o impide el uso posterior del líquido.

2.5.1 Contaminantes del agua residual

Toda agua residual afecta en alguna manera la calidad del agua de la fuente o cuerpo de agua receptor. Sin embargo, se dice que un agua residual causa contaminación solamente cuando ella introduce condiciones o características que hacen el agua de la fuente o cuerpo receptor inaceptable para el uso propuesto de la misma. Así, por ejemplo, no se puede decir que las aguas de la alcantarilla domiciliar causan contaminación de las aguas del alcantarillado sanitario municipal. En las Tablas 1, 2 y 3 se presentan, en forma muy breve y generalizada, los efectos más importantes de los principales agentes de contaminación de las aguas residuales.

Tabla 1. Efectos indeseables de las aguas residuales	
Contaminante	Efecto
Materia orgánica biodegradable.	Desoxigenación del agua, muerte de peces, olores indeseables.
Materia suspendida	Deposición en los lechos de los ríos; si es orgánica se descompone y flota mediante el empuje de los gases; cubre el fondo e interfiere con la reproducción de los peces o transforma la cadena alimenticia.
Sustancias corrosivas, cianuros, metales, fenoles, etc.	Extinción de peces y vida acuática, destrucción de bacterias, interrupción de la autopurificación.
Microorganismos Patógenos	Las A.R.D. pueden transportar organismos patógenos, los residuos de curtiembre ántrax.
Sustancias que causan turbiedad, temperatura, color, olor, etc.	El incremento de temperatura afecta los peces; el color, olor y turbiedad hacen estéticamente inaceptable el agua para uso público.
Sustancias o factores que transforman el equilibrio biológico.	Pueden causar crecimiento excesivo de hongos o plantas acuáticas las cuales alteran el sistema acuática, causan olores, etc.
Constituyentes Minerales.	Incrementan la dureza, limitan los usos Industriales sin tratamiento especial, incrementan el contenido de sólidos disueltos a niveles perjudiciales para los peces o la vegetación, contribuyen a la eutrofización del agua.

Tabla 2. Contaminantes de importancia en aguas residuales	
Contaminante	Causa de su importancia
Sólidos Suspendidos	Pueden conducir al desarrollo de depósitos de lodos y condiciones anaerobias cuando se descargan A.R. crudas en un medio acuático.
Materia Orgánica Biodegradable	Está compuesta principalmente de proteínas, carbohidratos y grasas. Se mide en términos de DBO y DQO generalmente. Si no es previamente removida puede producir agotamiento del OD de la fuente receptora y desarrollo de condiciones sépticos.
Patógenos	Producen enfermedad.
Nutrientes	El C, N y P son nutrientes. Cuando se descargan en las aguas residuales pueden producir crecimiento de vida acuática indeseable. Cuando se descargan en cantidad excesiva sobre el suelo pueden producir contaminación del agua subterránea.
Materia Orgánica Refractaria	Resiste tratamiento convencional. Ejemplo: detergentes, fenoles y pesticidas agrícolas.
Metales Pesados	Proviene de aguas residuales comerciales e industriales y es posible que deban ser removidos para reuso del agua.
Sólidos Inorgánicos Disueltos	Algunos como el calcio, sodio y sulfatos son agregados al suministro doméstico original como resultado del uso y es posible que deban ser removidos para reuso del agua.

Tabla 3. Contaminantes de importancia en aguas residuales		
Contaminante	Parámetro típico de medida	Impacto ambiental
Materia Orgánica Biodegradable	DBO, DQO	Desoxigenación del agua, generacion de olores indeseables
Materia Suspendida	SST, SSV	Causa turbiedad en el agua, deposita lodos
Patógenos	Coliformes Fecales	Hace el agua insegura para consumo y recreación
Amoníaco	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	Desoxigena el agua, es tóxico para organismos acuáticos y puede estimular el crecimiento de algas
Fósforo	Ortofosfato	Puede estimular el crecimiento de algas
Materiales Tóxicos	Como cada materia tóxica	Peligroso para la vida vegetal y animal
Sales Inorgánicas	SDT	Limita los usos agrícolas e industriales del agua
Energía Termica	Temperatura	Reduce la concentración de saturación de oxígeno del agua, acelera el crecimiento de organismos
Iones Hidrógeno	pH	Riesgo potencial para organismos acuáticos

Nota: los datos anteriores fueron tomados de "Tratamiento De Aguas Residuales Por Lagunas De Estabilización" de **Jairo Alberto Romero Rojas** (1999)

Contaminantes básicos de las aguas dulces.

- Contaminación por sales solubles
- Contaminación por origen natural
- Contaminación química
 - Detergentes
 - Fertilizantes
 - Sales minerales
 - Metales pesados
 - Fenoles
 - Productos fitosanitarios
- Contaminación orgánica de origen urbano
- Contaminación térmica
- Contaminación por residuos radiactivos

2.5.2 Alteraciones del agua

2.5.2.1 Alteraciones físicas

Materiales sólidos

En múltiples ocasiones el agua actúa como vehículo de transporte de los materiales con que se encuentra a su paso.

El transporte de materiales puede llevarse a cabo de distintas formas, en función de la naturaleza de las sustancias transportadas. En primer lugar están las materias ionizables, que en contacto con el agua se disuelven, y es en esta forma como son transportadas. Otro tipo de materiales son aquellos que si no pasan a la fase disuelta, sin embargo se presentan finalmente divididos, y son transportados en suspensión en el seno de la corriente de agua. Por último, están los materiales insolubles que presentan un tamaño excesivamente grande para poder ser suspendidos en el agua, y que son arrastrados por la corriente, tratándose por tanto de un transporte menos eficaz que los anteriores a causa del rozamiento, entre otros factores.

La presencia de materias sólidas en disolución y en suspensión en un agua le confiere a esta un grado de turbidez tal que en ocasiones puede impedir el paso de la luz a partir de determinadas profundidades, con los desequilibrios que ello puede acarrear.

Temperatura

La temperatura a que se encuentre un agua es un factor clave para poder determinar cuál va a ser su comportamiento ante distintos tipos de alteraciones.

Un primer aspecto dependiente de la temperatura va a ser el grado de solubilidad que presenten las distintas sustancias solubles. Por regla general podemos decir que la solubilidad de la mayoría de las sales en agua aumenta como consecuencia de una elevación de la temperatura. La solubilidad de los gases experimenta una variación opuesta a la de las sales, es decir, disminuye al producirse un aumento de la temperatura.

Otro aspecto que depende de la temperatura es la velocidad y el rendimiento de casi todas las reacciones biológicas que se llevan a cabo en medio acuoso. Todos estos procesos, en los que intervienen microorganismos como agentes biodegradantes, tienen un intervalo de temperaturas dentro del cual su rendimiento es óptimo, de la misma forma que existen temperaturas críticas más allá de las cuales no puede haber actividad biológica.

Color

Una de las características propias del agua pura es que se presenta incolora. Sin embargo, todas las aguas que encontramos a nuestro alrededor tienen diversas tonalidades, que son debidas a distintas causas.

El aspecto que más nos interesa en las aguas que aparecen con coloración anormal es la existencia de sustancias disueltas o en suspensión, que posiblemente deban ser retenidas antes de su uso.

La naturaleza de las sustancias presentes varía en función del uso que se haya dado anteriormente al agua o de los materiales con que haya estado en contacto, y muchos contaminantes producen una coloración característica que facilita su identificación y su tratamiento.

Por último, el color de un agua es un indicador aproximado del rendimiento de una unidad de tratamiento de aguas y se determina por el método del platino-cobalto, y la comparación con discos coloreados.

Olor y sabor

El agua pura debe ser inodora e insípida, y sin embargo esto se ve alterado en multitud de ocasiones.

La aparición de olores en un agua puede ser debida básicamente a dos factores. En primer lugar puede ser motivo de la presencia de determinadas sustancias y compuestos químicos que tienen olores característicos, como puede ser el cloro, el amoníaco o la mayoría de compuestos orgánicos. En segundo lugar, otra fuente importante de olores en las aguas es la presencia de materia orgánica en proceso de descomposición.

Por otro lado, el sabor de un agua es debido, al igual que hemos dicho acerca de los olores, a la presencia de determinados compuestos químicos o de materia orgánica disueltos o en suspensión.

Por lo general, un agua con un olor determinado también tendrán un sabor característico, si bien existen muchos compuestos que aportan al agua un sabor anormal y no alteran para nada su carácter inodoro.

Turbidez

La turbidez del agua es debida a la presencia de materias en suspensión finalmente divididas: arcillas, limos, granos de sílice, materia orgánica, etc. La apreciación de la abundancia de estas materias mide el grado de turbidez.

La turbidez es tanto mayor cuanto mayor es la contaminación del agua, por lo que es un indicador de interés en el control de la eficacia de los procesos de depuración.

2.5.2.2 Alteraciones químicas

Existencia de sales inorgánicas en disolución

La presencia de sales minerales en un agua tiene dos causas principales. Por una parte están las sales que el agua obtiene de forma natural al entrar en contacto con las rocas del suelo. Por otra parte están las sales que son aportadas por actividades del hombre, como sucede, por ejemplo, con los efluentes residuales de numerosos procesos industriales.

Un análisis de la dureza del agua indica su concentración en sales.

Llevar a cabo un control de la dureza del agua utilizada en procesos industriales es de suma importancia; ello es debido a que una concentración de sales minerales elevada puede provocar obstrucciones en las conducciones utilizadas, mientras que la falta de sales confieren al agua un carácter corrosivo que puede resultar perjudicial.

Las sales minerales más comunes son los nitratos, sulfatos y fosfatos.

Acidez y alcalinidad

La alcalinidad expresa la capacidad que tiene un agua de mantener su pH a pesar de recibir una solución ácida o alcalina.

El pH se ve bruscamente modificado como resultado del vertido indiscriminado de sustancias ácidas o básicas.

El control del pH de un agua es muy importante, especialmente en procesos que incluyen un tratamiento biológico. Esto se debe a que los microorganismos que intervienen en estos procesos solo se pueden desarrollar en un medio cuyo pH está comprendido en un intervalo determinado, y por lo tanto si se sale de éste mueren y se interrumpe el tratamiento.

Conductividad eléctrica

La conductividad, que varía en función de la temperatura, está estrechamente ligada a la concentración de sustancias disueltas y a su naturaleza.

Las sales minerales son, en general, buenas conductoras; las materias orgánicas y coloidales tienen escasa conductividad. Por lo tanto, para las aguas residuales, esta medida no da una idea precisa de la carga contaminante, aunque sí orienta en lo que se refiere a sus posibles usos en aplicaciones agrarias.

Radiactividad

La radiactividad es la propiedad que tienen determinados núcleos atómicos de desintegrarse espontáneamente, emitiendo partículas y radiaciones. La existencia de isótopos radiactivos naturales determinada hace que el agua tenga una radiactividad natural determinada, que no supone peligro para los seres vivos.

El problema aparece cuando el agua se utiliza en procesos industriales relacionados con actividades nucleares, pues fruto de ello es que se crean vertidos con una radiactividad suficientemente elevada como para representar un peligro cierto.

Existencia de especies contaminantes inorgánicas

Las sustancias inorgánicas con carácter tóxico comprenden un grupo amplísimo, y cada una genera diferentes alteraciones y precisa de un tratamiento distinto.

El aporte de este tipo de sustancias a las aguas se lleva a cabo fundamentalmente en los vertidos industriales, y en ocasiones son añadidas voluntariamente por el agua con objeto de desinfectar el agua.

Merecen especial atención, dentro de este tipo de sustancias, los metales pesados, pues son tóxicos incluso a muy bajas concentraciones, y se van acumulando en los organismos hasta alcanzar una concentración letal. Por otra parte, otra sustancia tóxica muy importante es el cloro, pues es el desinfectante más utilizado y su uso inadecuado puede generar graves problemas.

Cada sustancia tiene unas concentraciones límite por encima de las cuales puede resultar peligrosa para la vida.

Existencia de materia orgánica contaminante.

La existencia de materia orgánica en el agua es una de las alteraciones de mayor importancia, ya que se deriva de multitud de actividades. Entre ellas cabe destacar la producción de aguas residuales urbanas.

El principal problema reside en que la presencia de materia orgánica en el agua le confiere a ésta última un elevado carácter reductor, de lo cual se desencadenan una serie de efectos que pueden resultar peligrosos.

Los componentes orgánicos van a ser oxidados mediante procedimientos biológicos en el seno del agua, requiriendo para ello grandes cantidades de oxígeno. Si no existe ninguna fuente de oxígeno, el proceso recurrirá al elemento que se encuentre libre en el agua, de manera que si ésta no puede suplir este consumo mediante aportes externos, el nivel de

oxígeno disuelto descenderá y dará lugar a condiciones anaerobias. Esto hará que las reacciones biológicas generen productos diferentes, como se aprecia en la Tabla 4.

Tabla 4. Compuestos químicos obtenidos de acuerdo a la cantidad de oxígeno disuelto presente en el medio.		
ELEMENTO DE	PRODUCTOS	
	Condiciones aerobias	Condiciones anaerobias
C	CO ₂	CH ₄
N	NH ₃ Y HNO ₃	NH ₃ y aminas
S	H ₂ SO ₄	H ₂ S
P	H ₃ PO ₄	PH ₃

Por otra parte, si las sustancias orgánicas no son biodegradables por vías oxidantes, permanecerán en el agua, dando origen a toda una serie de alteraciones físicas que ya hemos explicado, tales como males olores, mal sabor o la formación de espumas.

2.5.2.3 Alteraciones biológicas

Cuando hablamos de alteraciones biológicas de un agua, nos estamos refiriendo al desequilibrio provocado por un aumento del número de microorganismos presentes. El grupo más importante dentro de estos microorganismos lo constituyen las protistas, que abarcan un grupo muy amplio que podemos dividir en tres tipos de especies: bacterias, protozoos y algas.

Las bacterias son un grupo muy importante, ya que constituye el sector de los microorganismos encargados de oxidar la materia orgánica del agua. Los protozoos tienen también un papel importante, pues se alimentan de bacterias y sirven por tanto como un agente equilibrado entre las poblaciones de microorganismos. Por su parte, el papel de las algas reside en su capacidad fotosintética, que les permite liberar oxígeno manteniendo su concentración en el agua.

Otro tipo de alteraciones biológicas son aquellas relacionadas con disminuciones en la flora y fauna acuáticas de un agua, provocadas a menudo por una reducción de las concentraciones del oxígeno libre disuelto. Los virus y hongos son otros grupos de microorganismos importantes y que requieren de suma atención en el tratamiento de aguas residuales.

2.5.3 Control de la calidad de las aguas residuales

El manejo sanitario de las aguas residuales se inicia donde termina el suministro de aguas, en los accesorios o equipos a través de los cuales las aguas usadas son vertidas a los colectores, continúa con el sistema de alcantarillado hasta las plantas de tratamiento y termina solamente hasta que las corrientes u otras masas receptoras de aguas han sido retornadas a su pureza deseada o se han perdido en el océano.

Además de la transmisión de enfermedades, la contaminación de las aguas receptoras puede causar:

- 1) Deterioro físico, químico y biológico de los abastecimientos de agua, balnearios, bancos ostrícolas y abastecimientos de hielo
- 2) Condiciones desagradables a la vista y al olfato
- 3) Destrucción de peces comestibles y de otras formas de vida acuática
- 4) Enriquecimiento del contenido nutritivo de estanques y lagos (eutrofización) conducente a la degradación y muerte eventual de tales cuerpos receptores de agua
- 5) Otros menoscabos del goce y utilidad de las aguas naturales para recreación, agricultura, comercio e industria.

Por lo anterior, es necesaria la conservación y protección de los recursos naturales, la prevención de la contaminación de las corrientes, la conservación y restauración de las condiciones naturales, y el ejercicio de acciones de uso eficiente en las comunidades, constituyen razones tangibles para el tratamiento de las aguas residuales.

Aún cuando las plantas modernas de tratamiento de aguas residuales pueden satisfacer la mayoría de los requerimientos de funcionamiento especificados, la selección real de los procesos es un asunto de higiene, estética y economía. Básicamente las plantas de tratamiento de aguas residuales deben integrarse dentro de los planes generales para una explotación óptima de los recursos hidráulicos regionales.

Las aguas residuales son especialmente valiosas para la irrigación y tienen, por consiguiente, un valor principal en regiones semiáridas, que no pueden abastecerse de forma económica con otras fuentes. Sin embargo, el uso completo, pero seguro, de los desechos de la comunidad es un continuo desafío.

Las características y variaciones en la descarga de aguas residuales (A.R.) al sistema de alcantarillado, el tipo o sistema de alcantarillado usado, la diferencia en las costumbres de la comunidad aportante, el régimen de operación de las industrias servidas, el clima etc., los caudales de A.R. oscilan ampliamente durante el año, cambian de un día a otro y fluctúan de una hora a otra. Todos los factores anteriores, entre otros, deben tenerse en

cuenta en la predicción de las variaciones del caudal y, por consiguiente, de la concentración de los afluentes de las A.R. de una planta de tratamiento.

Cuando la infiltración es alta o existe conexión de agua pluvial, el régimen de lluvias puede influir notablemente sobre el caudal y por ende sobre las características del A.R.. El conocimiento de las cargas hidráulicas, de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y otros contaminantes, es esencial para evaluar los factores de diseño y operación de una planta de tratamiento. Generalmente las variaciones de DBO siguen las de caudal, pero deben determinarse en cada caso particular. En alcantarillados combinados se presenta una mayor concentración de material inorgánico que en alcantarillados sanitarios o separados, debido a la introducción de aguas de lluvias. Asimismo, las variaciones de caudal y de concentración del A.R. son extremas.

Algunos parámetros que se pueden ver afectados por la calidad del agua son:

- La acidez de un agua se refiere a la capacidad cuantitativa de neutralizar una base fuerte a un pH de 8.3. La titulación con NaOH mide la concentración de ácidos minerales como el ácido sulfúrico, de CO_2 disuelto y de sales de hidrólisis ácida.

La acidez se origina en la disolución de CO_2 atmosférico, en la oxidación biológica de la materia orgánica o en la descarga de aguas residuales industriales. Su efecto corrosivo en aguas residuales es de gran importancia, así como su efecto posible destructor o alterador de la flora y fauna de fuentes receptoras. Algunos residuos industriales, por su alto contenido de acidez mineral, pueden requerir pretratamiento de neutralización antes del tratamiento biológico.

- El ácido sulfhídrico, H_2S , es un producto de la descomposición anaerobia de las aguas residuales:

La corrosión de las alcantarillas y de las plantas de tratamiento está, a menudo, relacionada con la producción H_2S o con la cantidad de H_2S en la atmósfera. Al exponer el agua residual a la atmósfera se desprende H_2S y se detecta un claro olor ofensivo a huevo podrido. Cuando el gas se acumula en la corona de las alcantarillas, éste puede disolverse en la humedad condensada sobre las paredes del tubo y ser oxidados biológicamente en ácido sulfúrico para corroer las tuberías de concreto. El H_2S mezclado con CH_4 y CO_2 es corrosivo; tóxico al sistema respiratorio, incoloro e inflamable y explosivo bajo ciertas condiciones.

El color negro de muchas aguas residuales es comúnmente causado por la combinación de ácido sulfhídrico con hierro para formar sulfuro ferroso, FeS . Se

consideran indeseables concentraciones H₂S, en aguas residuales, mayores de 1 mg/L, así como concentraciones en la atmósfera superiores a 3 ppm.

2.5.4 Reúso de las aguas residuales

Éste permite compaginar las necesidades de desarrollo planteadas por la industria, la agricultura y los asentamientos humanos, en lugares donde escasea el agua. Falkenmark, en 1986, propuso como patrón ideal de reúso el siguiente: doméstico, industrial y agrícola, siempre y cuando sea posible técnica y económicamente.

El reúso es práctica muy antigua, que se daba de forma inconsciente. La necesidad del reúso intencional aumenta día con día en diversas regiones del mundo. Esta es la clave para el manejo eficiente y efectivo del recurso hídrico. En algunos países, como Estados Unidos, los requerimientos de descarga propician que muchas veces resulte rentable el reúso y no el tratamiento del agua para desecharla, pero en otros, simplemente es la escasez la que crea la necesidad.

2.5.4.1 Reúso de las aguas residuales municipales

Se distinguen dos niveles de calidad: el que requiere agua de muy buena calidad para emplearla en el consumo humano o recarga de acuíferos y, el segundo, de bajo nivel para riego de parcelas agrícolas y áreas verdes, relleno de lagos recreativos, abastecimiento de fuentes de ornato, lavado de calles, control de incendios y limpieza de maquinaria de recolección de basura.

2.5.4.2 Aguas para riego de parcelas agrícolas y áreas verdes

La aplicación de aguas residuales al suelo es una técnica ya utilizada en la Antigüedad, al menos en sus rudimentos, y ya se empleaban los vertidos de núcleos urbanos en el riego de parcelas agrícolas de ciertas polis griegas.

Se tiene conocimiento concreto del uso agrario de las aguas residuales en Bunzlau (Alemania) a mediados del siglo XVI.

La calidad de las aguas para irrigación es interesante en relación con:

- 1) El desarrollo de los recursos en los que las aguas disponibles se aprovechan para fines agrícolas y municipales
- 2) Los sistemas en que las aguas disponibles para uso urbano, se derivan total o parcialmente del drenaje subterráneo de campos irrigados, y
- 3) La remoción de aguas residuales por irrigación de áreas agrícolas, ya sea por descarga directa del sistema de drenaje o por diversión de aguas receptoras contaminadas con aguas residuales.

Menor en sus implicaciones, pero aún de gran interés, es la calidad de las aguas municipales que se usan en los parques, prados y jardines de la comunidad. McKee y Wolf sumarizan en la siguiente forma, las propiedades de las aguas para irrigación que se adaptan en forma excelente o buena para el riego de la mayor parte de las plantas, en las condiciones más generales.

La reutilización del agua residual doméstica con fines de riego de áreas verdes o usos recreativos es posible mediante tratamiento de escala secundaria. El principal factor de control es la prevención del contacto humano durante la etapa de riego y, si hay estancamiento de agua en los conductos se debe filtrar previamente. Cuando el riego es mediante aspersión, la formación de aerosoles hacen necesaria la desinfección y un bajo contenido de SST (< 30 mg/L). En Ciudad Universitaria (UNAM), México se emplea agua residual para riego de sus áreas verdes, utilizando los procesos que se muestran en la figura 2 y 3.

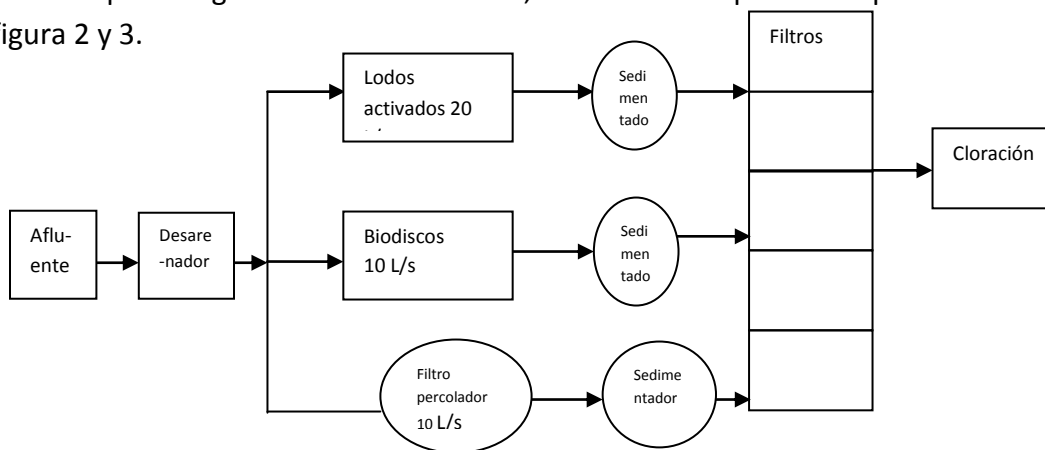


Figura 2. Esquema de los procesos que conforman la planta de tratamiento de agua residual de Ciudad Universitaria

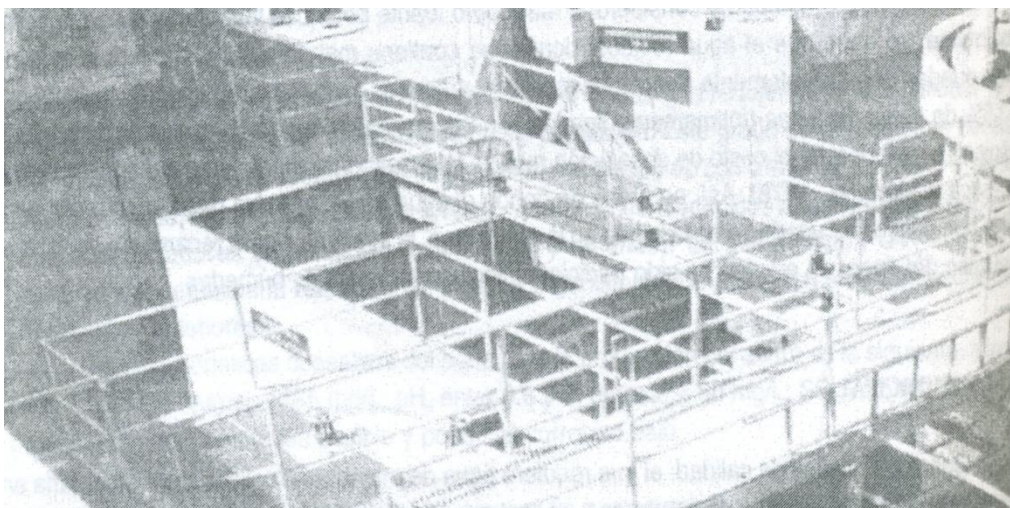


Figura 3. Sistemas de filtración de Ciudad Universitaria, situados después del tratamiento biológico (lodos activados, biodiscos y filtro percolado con sedimentador cada uno y en paralelo)

Sodio (Na). El intercambio elevado de sodio destruye la estructura del suelo, sella los poros y dificulta el drenaje; en casos extremos de destrucción del suelo, su pH puede ascender hasta el nivel de los suelos alcalinos. Aun cuando son esenciales las trazas de boro para el crecimiento de las plantas, son dañinas las concentraciones altas. Los cloruros son, por lo general, más dañinos que los sulfatos, porque son relativamente más solubles y tóxicos para algunas plantas mientras que los sulfatos se precipitan como sulfato de calcio.

Como la introducción de los sistemas de aguas residuales es propia de las economías en desarrollo, generalmente es posible limitar o evitar el uso de los constituyentes fertilizantes de los flujos de aguas residuales, con el fin de proteger la salud pública. Por lo tanto la mayoría de las autoridades prohíbe que las hortalizas, huertos, bayas, o frutas que crecen a escasa altura, se rieguen con aguas residuales parcialmente tratadas o no desinfectadas. El riego de viñedos o vergeles en los que la fruta yace sobre el suelo, también está prohibido. Sólo se permite regar con aguas residuales las plantas de viveros, las hortalizas sembradas para producción exclusiva de semilla, el algodón y cultivos de campo tales como heno, granos, arroz, alfalfa, maíz forrajero, remolacha y zanahorias para el ganado. Sin embargo, no se permite a las vacas y cabras lecheras que pasten sobre terrenos húmedos irrigados con aguas residuales y se les debe mantener apartadas de canales de irrigación que conduzcan aguas residuales. Aun en los casos en que los productos de las áreas irrigadas con aguas residuales se van a cocinar antes de consumirlos, la irrigación con aguas residuales debe suspenderse por lo menos un mes antes de la cosecha. En algunas ocasiones se permite envasar, para fines comerciales, cosechas irrigadas con aguas residuales, bajo control apropiado de las autoridades sanitarias. En las partes donde escasea el agua es más conveniente hacer la recuperación total de las aguas residuales para irrigación que usarlas como fertilizantes.

La limitación principal consiste en evitar el contacto del agua residual con cosechas de consumo directo.

La alta mineralización del agua combinada con una Relación de Absorción de Sodio (RAS) elevada, puede tener efectos adversos sobre el suelo, como la alteración de su estructura y la modificación de la permeabilidad.

Cuando son regados con aguas con alto contenido de Na intercambiable, éste sustituye a los iones alcalinotérreos de las arcillas, desfloculándolas y provocando la impermeabilización del suelo. Este riesgo se mide por medio del RAS y de la salinidad del agua. A un valor dado de RAS (>9) el riesgo es más severo a medida que aumenta la mineralización del agua.

Usualmente, la concentración de sales en la mayor parte de los efluentes domésticos no es tan elevada como para causar daño inmediato en las cosechas. El agua cuyo contenido de sales disueltas sea superior de 2000 mg/L es aceptable para la mayor parte de los cultivos, excepto de los muy sensibles. Los sólidos disueltos inferiores de 1000 mg/L son aceptables para todos los tipos de plantas, siempre y cuando el drenaje sea adecuado.

Ciertas sales solubles pueden ser dañinas en cantidades excesivas. Por ejemplo, concentraciones de cloruros del orden de 700 a 1500 mg/L, en la zona de las raíces, pueden provocar el quemado de las hojas y la posible muerte de las plantas.

Tabla 5. Usos del agua conforme con su contenido de sales y su RAS

GRADO	CALIDAD	CLASES	USO
1	Excelente	C1-S1	Agua utilizable sin riesgos para la mayor parte de los cultivos y suelos.
2	Buena	C2-S1	En general, agua que se puede emplear sin un control especial para el riego de plantas con tolerancia media a las sales en suelos con buena permeabilidad.
		C2-S2	Problemas en plantas muy sensibles al sodio y en suelos con elevada capacidad intercambiadora de iones (suelos arcillosos).
3	Admisible	C3-S1	En general, agua conveniente la irrigación de cultivos tolerantes a la sal en suelos con buen drenaje. La evaluación de la salinidad debe ser controlada.
		C4-S1	
4	Media	C4-S2	En general, agua con alto contenido de sales minerales, empleada en riego, es solo para especies muy tolerantes y en suelos con buen drenaje y lixiviables.
		C3-S3	
5	Mala	C3-S4	Agua que no es adecuada para riego, pero utilizable en suelos muy permeables, con buena lixiviación y plantas altamente tolerantes a la sal.

Las plantas requieren, para el desarrollo normal, de cierta cantidad de oligo-elementos, como los metales pesados. Sin embargo cantidades excesivas pueden ser perjudiciales para su desarrollo.

El límite de toxicidad varía para cada especie. Si se comparan las Tablas 6 y 7, que muestran datos sobre el contenido de metales en el agua residual tratada y los límites

tolerables en agua de irrigación, se advierte que no debe existir problema, con excepción del Cd y Hg.

La concentración de boro, que es toxica para ciertos tipos de cultivos, es otro factor limitante debido a la presencia de detergentes que contienen perborato o a la fuente misma de abastecimiento. De igual forma, la presencia de metales pesados provenientes de aguas industriales también limita el empleo de agua para riego.

Tabla 6. Concentración de metales pesados en las aguas residuales

ELEMENTO	MÍNIMO	MÁXIMO	MEDIA
	(ppb)		
Hg	<0.10	125.0	0.90
Cr	<0.05	6.8	<0.05
Cu	<0.02	5.9	0.10
Ni	<0.10	1.5	<0.10
Zn	<0.02	20.0	0.12
Cd	<0.02	6.4	<0.02
Pb	<0.20	6.4	<0.02
Co	<0.05	6.8	<0.05

Tabla 7. Concentración máxima aceptable de metales pesados en agua de riego

ELEMENTO	TIUO		USO INTERMITENTE
	TODO TIPO DE SUELO (1)	SUELO CON TEXTURA GRUESA (2)	SUELO CON TEXTURA FINA (1)
Cr	5.0	0.1	20.0
Cu	0.2	0.2	5.0
Ni	0.5	0.2	2.0
Zn	5.0	2.0	10.0
Cd	0.005	0.010	0.050
Pb	5.0	5.0	20.0
Co	0.2	0.05	10.0
B	0.75	0.75	2.0
Se	0.05	0.02	0.05
As	1.0	0.10	10.0

(1) Según Federal Water Pollution Control Administration, 1968.

(2) Recomendado por la Academia Nacional de Ciencias de EUA para plantas sensibles y suelos con baja capacidad de retención.

El reúso para riego agrícola se practica con buenos resultados en suelos con alta permeabilidad (limoarenosos o arenosos), es decir, sobre suelos frecuentemente calificados como “pobres” desde el punto de vista agrícola.

En la Tabla 8 se relaciona el nivel de tratamiento requerido para diferentes tipos de cosechas donde se puede emplear el efluente (bosques, verduras, frutas, etc.). en la Tabla 9 muestra los criterios microbiológicos recomendados por la OMS para el agua residual al destinada al reúso agrícola.

Tabla 8. Tratamiento requerido para diferentes tipos de cultivo					
CULTIVO	CALIFORNIA	ISRAEL	ÁFRICA DEL SUR	ALEMANIA	PERÚ
Huertos y viñedos	El efluente primario no se usa para riego por aspersión. Las frutas que caigan al suelo no pueden ser consumidas.	Efluente secundario.	Efluente terciario sumamente clorado. No se usa para riego por aspersión.	No se usa en riego por aspersión.	No tratada. Hay un periodo de 20 días entre el último riego y la recolección de la cosecha.
Cosecha de granos y forraje.	Efluente primario para riego por aspersión.	No se permite el uso de efluentes secundarios. No es para el riego de vegetales o plantas cuyos granos sean para consumo de humanos.	Efluente terciario.	Pretratamiento con filtración y tanques sedimentadores. Para después del riego, tratamiento biológico y cloración.	Tanto para huertos y viñedos como para cosechas industriales (algodón, maíz, caña de azúcar), el efluente secundario es usado para riego de forraje pero no
Cosecha de consumo humano que son procesadas para eliminar patógenos	Para riego, por superficie, efluente primario. Para riego, el efluente es desinfectado (no más de 23 coliformes/100 ml).	Los vegetales para consumo humano no se riegan con agua tratada si no ha sido desinfectada apropiadamente (1000 coliformes/100 ml en el 80% de las muestras).	Efluente terciario.	Se permite el riego hasta cuatro semanas antes de sembrar.	
Cosechas para consumo humano.		Para áreas de riego, no más de 2.2 coliformes por 100 ml. Para riego por rocío el agua residual es filtrada y desinfectada con 10 unidades de turbiedad debiendo ser tratada por coagulación.	Se riegan con agua residual sólo las frutas que se pelan antes de comer.		Papas y cereales; riego permitido en la etapa de floración.

Tabla 9. Guía de calidad microbiológica recomendada por la OMS para uso del agua residual en agricultura ^A					
CATEGORÍA	CONDICIONES DE REÚSO	GRUPO EXPU-ESTO	NEMATO-DOS INTESTINALES ^B	COLIFORMES FECALES	TRATAMIENTO DE AGUA SUGERIDO PARA CUMPLIR LOS REQUERIMIENTOS DE CALIDAD
			(media aritmética) Num. De huevos por litro ^C	(media aritmética) NMP/litro ^C	
A	Riego de cultivos que se consumen crudos, campos de golf y parques públicos.	Trabajadores, consumidores y público en general.	<1	<1000 ^D	Una serie de lagunas de estabilización diseñadas para alcanzar la calidad microbiológica indicada o un tratamiento equivalente.
B	Riego de cultivos como cereales, cultivos industriales, forrajeros, y árboles ^E .	Trabajadores.	<1	Estándar no recomendad o.	Tiempo de retención recomendado de las lagunas, de 8 - 10 días o equivalente para remover los HH y CF.
C	Irrigación de localidades para los cultivos de la categoría B, pero la exposición de trabajadores y público nunca ocurre.	Ninguno.	No aplicable.	No aplicable.	Pretratamiento como requerimiento por la tecnología de irrigación, pero no menor que una sedimentación primaria.

A: En casos específicos, los estudios epidemiológicos locales, factores socioculturales y ambientales pueden ser tomados en cuenta y modificados.

B: Especies Ascaris, Trichuris y similares.

C: Durante el periodo de irrigación.

D: Una guía más estricta (< 200 CF/100 mL) es apropiada para el césped público y de hoteles, con el cual la gente tiene contacto directo.

E: En el caso de árboles frutales, la irrigación puede suspenderse 2 semanas antes de la cosecha.

2.6 Sistema de tratamiento de las aguas residuales

Un sistema de saneamiento se compone de: drenaje, el cual capta las descargas; planta de tratamiento y el sistema de desalojo del agua tratada, a través del cual es llevada al sitio de vertido al ambiente (disposición final).

El primer sistema moderno de drenaje fue construido en 1840 por Lindley en Hamburgo, Alemania, el cual, a la fecha, no ha cambiado esencialmente. Las innovaciones en los últimos 100 años se limitan al empleo de otros materiales, la introducción de pozos de visita, estaciones de bombeo y otras construcciones auxiliares.

El tratamiento de las aguas residuales es un proceso por el cual los sólidos que el líquido contiene son separados parcialmente, haciendo que el resto de los sólidos orgánicos complejos muy putrescibles queden convertidos en sólidos minerales o en sólidos orgánicos relativamente estables. La magnitud de este cambio depende del proceso de tratamiento empleado. Una vez completado todo proceso de tratamiento, es aun necesario disponer de los líquidos y los sólidos que se haya separado.

2.6.1 Autopurificación

Cuando se descargan aguas residuales en una corriente, continúan la degradación y la descomposición hasta completarse. Una corriente contaminada en un punto dado tenderá a volver a un estado similar al de antes de la contaminación, como resultado de la descomposición de la materia orgánica contaminante. A esto se le designa comúnmente como proceso de autopurificación. Se lleva a cabo por medios físicos, químicos y biológicos. Las reacciones físicas son esencialmente: la de sedimentación de los sólidos suspendidos, formándose depósitos que se conocen como bancos de lodo; la de clarificación y otros efectos de la luz del sol y la reaeración.

Las reacciones químicas y biológicas son más complejas. Los organismos vivos se alimentan de sólidos orgánicos, produciendo desechos que pueden destruirlos y que al mismo tiempo sirven como alimento para los tipos que lo suceden, los cuales continúan el proceso de descomposición, hasta que los complejos sólidos orgánicos quedan finalmente reducidos a sales inorgánicas estables como son los nitratos, los sulfatos, los fosfatos, etc. Estos sirven a su vez de alimento a otras formas biológicas, como las algas, que durante su proceso de desarrollo y metabolismo producen oxígeno como producto de desecho. Entonces éste se disuelve en el agua, agregándose al que se obtiene por la reaeración. Estas reacciones hacen que el agua vuelva a una condición de relativa limpieza y puede considerarse que se ha completado la autopurificación. El progreso de la autopurificación

depende del tiempo, de la temperatura, del abastecimiento de oxígeno y de otros factores ambientales que regulan los desarrollos biológicos.

Se admite que la autopurificación de una corriente tiene lugar en cuatro etapas, dividiéndose la corriente en cuatro zonas sin delimitación definida. Se conocen como zonas de degradación, de descomposición, de recuperación y de agua limpia. No siempre se puede distinguir la zona de descomposición, como se hará notar al describirla.

Zona de degradación. La primera de estas zonas queda inmediatamente abajo del punto de contaminación, y se conoce como zona de degradación.

Zona de descomposición. A medida que se va agotando la reserva de oxígeno disuelto, la zona de degradación se convierte en zona de descomposición, en donde se inicia la descomposición anaerobia o putrefacción.

Zona de recuperación. En esta zona aparece el oxígeno disuelto en cantidades gradualmente mayores, los sólidos orgánicos disminuyen y presenta una apariencia favorable la corriente.

Zona de agua limpia. En la zona de recuperación se ha consumado casi completamente la descomposición de los sólidos orgánicos y se hallan en mayor concentración sólidos inorgánicos estables. Entonces entra la corriente a su cuarta zona o zona final, que es la Zona de Agua Limpia.

El tiempo que se requiere para la autopurificación de una corriente, o la distancia que tiene que recorrer para atravesar por las cuatro zonas, depende de la fuerza y volumen relativos de la contaminación, del cual de la corriente, de la turbulencia del flujo, de la temperatura del agua y, principalmente, de si se descarga o no una contaminación adicional durante el progreso de la autopurificación.

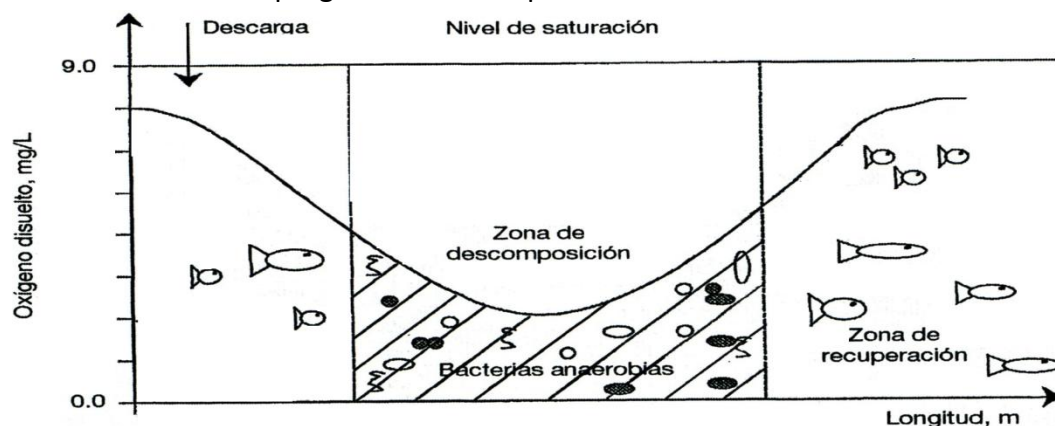


Figura 4. Esquema de los niveles de saturación de oxígeno disuelto en la zona de descarga de aguas residuales.

El proceso de autopurificación afecta principalmente a la materia putrescible de las aguas residuales. Pueden sobrevivir algunos organismos patógenos y virus. Otras sustancias contaminantes, especialmente los compuestos metálicos, y otros de naturaleza no enteramente orgánica, provenientes de procesos industriales y de manufactura, no se alteran por los procesos bioquímicos. Si estas sustancias están presentes en concentración suficiente, interfieren e inhiben la descomposición biológica y pueden permanecer como contaminación residual que puede cambiar a tal grado la calidad del agua de la corriente receptora que la hagan impropia para ser usada como abastecimiento, o para propósitos recreativos o industriales.

2.6.2 Necesidad de tratar las aguas residuales

Con el desarrollo de los suministros de agua a las poblaciones y el uso del agua para arrastrar o transportar los desechos caseros, se hizo necesario encontrar métodos para disponer no solamente de los desechos mismos, sino para el agua portadora. Se emplearon para ello los tres métodos posibles; la irrigación, la disposición subsuperficial y la dilución.

A medida que fue creciendo la población urbana, con el proporcional aumento de volumen de aguas residuales y desechos orgánicos, resultó que todos los métodos de disposición eran poco satisfactorios que se hizo imperativo tomar medidas esenciales para remediarlos y se inicio el desarrollo de los métodos de tratamiento, antes de la disposición final de las aguas residuales.

Los objetivos que se deben considerar en el tratamiento de aguas residuales incluyen:

- 1) La conservación de las fuentes de abastecimiento de agua para uso doméstico.
- 2) La prevención de enfermedades.
- 3) La prevención de molestias.
- 4) El mantenimiento de aguas limpias para el baño y otros propósitos recreativos.
- 5) Mantener limpias las aguas que se usan para la propagación y supervivencia de los peces.
- 6) Conservación del agua para usos industriales y agrícolas.
- 7) La prevención del azolve de los canales navegables.

Una planta de tratamiento de aguas residuales se diseña para retirar de las aguas residuales las cantidades suficientes de sólidos orgánicos e inorgánicos que permiten su disposición, sin infringir los objetivos propuestos.

Los diversos procesos que se usan para el tratamiento de aguas residuales siguen estrechamente los lineamientos de los de autopurificación de una corriente contaminada.

Los dispositivos para el tratamiento solamente localizan y limitan estos procesos a un área adecuada, restringida y controlada, y proporcionan las condiciones favorables para la aceleración de las reacciones físicas y bioquímicas.

El grado hasta el cual sea necesario llevar un tratamiento determinado varía mucho de un lugar a otro. Existen tres factores básicos determinantes:

- 1) Las características y la cantidad de sólidos acarreados por las aguas residuales.
- 2) Los objetivos que se propongan en el tratamiento.
- 3) La capacidad o aptitud que tenga el terreno (para la disposición subsuperficial o por irrigación), o el agua receptora (en la disposición por dilución), para verificar la autopurificación o dilución necesaria de los sólidos de las aguas residuales, sin violar los objetivos propuestos.

La eliminación de los sólidos flotantes por medio de coladeras, es aconsejable en los casos en que las aguas residuales se descarguen en las aguas costeras del mar. Sin embargo, puede ser necesario eliminar una alta proporción de sólidos suspendidos, llevar a cabo la descomposición de los sólidos orgánicos disueltos y destruir los organismos patógenos, antes de que se descargue a un río que ha de utilizarse aguas abajo como fuente de abastecimiento público. Un tratamiento adecuado, previo a la disposición, para alcanzar ciertos objetivos, es imprescindible, pero un tratamiento exagerado es una extravagancia injustificable.

Después de evacuar el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales, quedan aún en ella los sólidos y el agua contenidos en los lodos, que han sido separados de las aguas residuales, de los cuales tiene que disponerse también en forma segura y sin producir molestias.

El avance de la autopurificación de una corriente puede medirse mediante pruebas adecuadas de laboratorio, las cuales incluyen pruebas físicas, químicas y biológicas. Mediante pruebas similares se mide y se controla también el avance o desarrollo de los procesos en una planta de tratamiento de aguas residuales.

Ante el enfoque parcial y sesgado sobre el tratamiento de las aguas residuales, a sabiendas de que existen más métodos, aparte de los convencionales, y no saber que metodología usar, se recomienda tener en cuenta lo que a continuación se explica.

Deberá aplicarse una metodología cuya base fundamental será tener en cuenta una serie de criterios que son función de los factores incidentes:

-
- La presencia y la gestión de las aguas residuales en cualquier lugar debe plantearse en un contexto que tenga en cuenta un conjunto de factores que serán quienes definan al final cómo manejar el agua residual y cómo tratarla, de manera que no haya conflictos ni problemas de ningún tipo.
 - Estos factores básicos son los que se indican a continuación:
 - Exigencias y necesidades de depuración.
 - Capacidad económica.
 - Factores técnicos de capacidad de mantenimiento.
 - Factores ecológicos y de impacto ambiental.
 - Factores sociales de aceptación por los habitantes.
 - Condiciones del entorno:
 - Espacio natural.
 - Zona protegida.
 - Zona turística.
 - Valor del suelo.
 - Zona degradada.
 - Disponibilidad de suelo.
 - Topografía.
 - Impacto paisajístico.
 - Para plantearse la depuración de un agua residual, habrá que tener en cuenta una serie de criterios básicos que definirán, dentro de los múltiples sistemas de tratamiento, el método apropiado.
 - Estos criterios básicos son fundamentalmente los siguientes:
 - Espacio disponible.
 - Complicación de las obras.
 - Facilidad de mantenimiento.
 - Costos de construcción
 - Costos de mantenimiento.
 - Rendimiento.
 - Generación de beneficios (subproductos y productos internos).

En base a estos criterios, se podrá decidir cuál es el sistema a implantar según cada caso.

- Se debe realizar un análisis completo del agua residual a tratar, de la regularidad del vertido y de sus cargas contaminantes máximas.
- Se debe estudiar la legislación vigente y sus condiciones para el vertido en cada caso concreto.

-
- Se debe decidir la calidad que se desea en el agua tratada, que será función de las exigencias de la normativa, del tipo de receptor o del nivel de depuración a que se quiera llegar.
 - Se debe buscar un equilibrio entre el coste de la instalación y su rendimiento.
 - Se debe buscar la minimización en la producción de vertidos.
 - Se debe intentar utilizar con preferencia un sistema ecológicamente aceptable.
 - Se debe intentar utilizar con preferencia un sistema que rinda beneficios.

2.6.3 Métodos de tratamiento de las aguas residuales

El procedimiento de depuración se inicio a finales del siglo XIX con bases puramente empíricas y es hasta 1930 cuando realmente se inicia un desarrollo metódico. Actualmente, la necesidad de reúso es la que motiva los mayores avances científicos y tecnológicos.

Los principios básicos del sistema de tratamiento de las aguas residuales descansan sobre una cimentación de física, química, bacteriología y bioquímica. El sistema de tratamiento funciona bajo la combinación de procesos y operaciones unitarias que tienen por objeto reducir determinados compuestos hasta un nivel predeterminado. Desde el momento en que los excrementos abandonan el cuerpo humano, los organismos empiezan a descomponer la materia orgánica y a transformar sus constituyentes. Cuando las aguas residuales llegan a las instalaciones de tratamiento, se aplican los principios de la física en los aparatos, y también se pueden considerar la ayuda de las bacterias, así como de diversos productos químicos.

Las combinaciones son múltiples y se agrupan, usualmente, por el tipo de contaminante que remueven como lo muestra la Tabla 10.

Tabla 10. Operaciones y procesos unitarios que se emplean para el tratamiento del agua	
CONTAMINANTE	PROCESO/OPERACIÓN/SISTEMA
Sólidos suspendidos	• Sedimentación
	• Desarenación
	• Cribado y filtración.
	• Filtración
	• Flotación
	• Coagulación-floculación
	• Disposición en terreno
Sólidos Totales	• Sistemas biológicos con biomasa suspendida (por ejemplo, lodos activados)
	• Sistemas biológicos con biomasa fija (por ejemplo, filtro sumergido)
	• Filtración lenta
	• Disposición en terreno
Patógenos	• Cloración
	• Ozonación
	• UV
	• Radiación
	• Disposición en terreno
	• Desinfección solar
	• Filtración lenta
Nitrógeno	• Nitrificación-desnitrificación biológica
	• Desorción
	• Intercambio iónico
	• Cloración
	• Disposición en terreno
Fósforo	• Precipitación
	• Remoción biológica y precipitación química
	• Disposición en terreno
Compuestos orgánicos refractarios	• Adsorción con carbón activado
	• Ozonación
	• Disposición en terreno
Metales pesados	• Precipitación
	• Intercambio iónico
	• Disposición en terreno
Sólidos disueltos	• Proceso de membrana
	• Intercambio iónico

Los procesos de tratamiento de las aguas residuales, pueden clasificarse también en pretratamiento, primario, secundarios o biológico y terciario o avanzado (Ver Tabla 11 y Figura 5)

Tabla 11. Niveles de tratamiento	
ETAPA	PROCESO
Pretratamiento	Cribado
	Flotación
	Desarenación
Primario	Sedimentación
	Reoxigenación
Secundario	Procesos biológicos
	Coagulación-floculación
Terciario/avanzado	Filtración
	Remoción de N y P
	Remoción de detergentes
Complementario	Desinfección

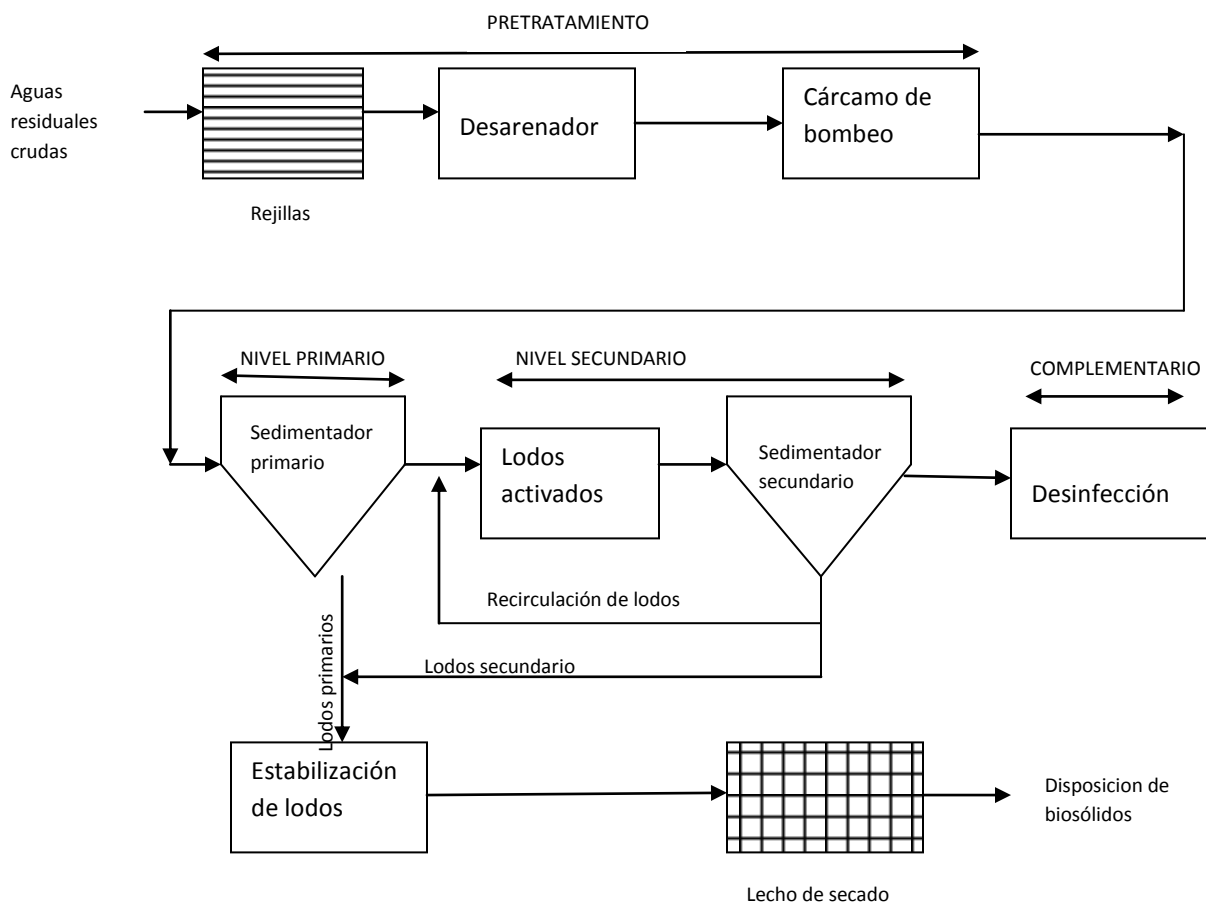


Figura 5. Tratamiento en una planta convencional de agua residual doméstica

Al estudiar el problema del tratamiento de las aguas residuales, hay que tener en cuenta que es imposible destruir ninguno de los elementos químicos que están presentes. Pueden ser separados de la mezcla únicamente por evaporación, gasificación, filtración mecánica, o sedimentación. Sin embargo, sus combinaciones químicas pueden cambiar de tal modo, que se produzcan sustancias diferentes de las que llegaron a la instalación de tratamiento. Son estos cambios químicos los que interesan a quienes estudian el tratamiento de las aguas residuales.

2.6.3.1 Pretratamiento

Se considera pretratamiento, aquel proceso con el que inicia un sistema de tratamiento de aguas residuales para eliminar residuos sólidos de gran tamaño, arenas y grasas que podrían dañar o alterar el funcionamiento adecuado del equipo y los procesos del sistema. Para evitar esta situación será necesario establecer rejillas o cámaras de sedimentación, o ambas cosas, a fin de detener los materiales flotantes y sedimentables

2.6.3.2 Desarenado

En el desarenado se separan las gravas, arenas, partículas minerales y cualquier otra material pesado de tamaño superior a los 0.2 mm. Existen dos tipos básicos de desarenadores, según que su sedimentación sea por gravedad o con aireación: los de flujo horizontal ($v= 20$ y 40 cm/seg) y los aireados. El objetivo del desarenado es reducir el contenido de sólidos sedimentales, a fin de evitar la formación de depósitos de lodo, reducir la demanda bioquímica de oxígeno del agua de dilución, preparar las aguas negras para un tratamiento posterior y para otros fines.

Clasificación de los desarenadores.

Existen varias clasificaciones de los desarenadores atendiendo características, a veces no totalmente disyuntivas, y con denominaciones más o menos confusas. Una de las menos equívoca podría ser la siguiente:

- Desarenadores de flujo horizontal.
- Desarenadores de flujo vertical.
- Desarenadores de flujo inducido.

2.6.3.3 Desengrasado

Es un proceso de separación de grasas y flotantes, que se hace conjuntamente al desarenado, cuando este es de tipo aireado. En caso contrario, consiste en una arqueta

con carga hidráulica entre 15 y 20 m/h, donde se instalan deflectores en ambos extremos que impiden la salida de los flotantes.

2.6.3.4 Tratamiento primario

El tratamiento primario se refiere comúnmente a la remoción parcial de sólidos suspendidos, materia orgánica y organismos patógenos mediante procesos de sedimentación.

Los dispositivos que se usan en el tratamiento primario, están diseñados para retirar de las aguas residuales los sólidos orgánicos e inorgánicos sedimentables, mediante el proceso físico de sedimentación o mediante la precipitación química.

Los equipos involucrados en el tratamiento primario se conocen como tanques de sedimentación primaria, algunos de los cuales tienen la función de servir para la descomposición de los sólidos orgánicos sedimentados, es decir, la digestión de lodos.

Debido a la diversidad de formas, diseños y operación, los tanques de sedimentación pueden dividirse en cuatro grupos generales.

- 1) Tanques sépticos.
- 2) Tanques de doble acción (Imhoff y otras unidades patentadas).
- 3) Tanques de sedimentación simple con eliminación mecánica de lodos.
- 4) Clarificadores de flujo ascendente con eliminación mecánica de lodos.

Los tanques sépticos y los tanques de doble acción son utilizados como tratamiento único de las aguas residuales municipales, en los cuales los sólidos se sedimentan y son degradados en el mismo sistema por vía biológica.

2.6.3.4.1 Sedimentación

Es un proceso físico de separación de sólidos y el inicio del tratamiento preparatorio para el procesamiento de lodos. Los tanques de sedimentación simple son los que comúnmente se conocen como sedimentadores primarios o clarificadores primario, los cuales son utilizados en el tratamiento primario de las aguas residuales y siempre se encuentran antes de un reactor biológico de tratamiento de agua residual.

Los clarificadores secundarios son sistemas utilizados en el tratamiento secundario químico para la eliminación de los flóculos formados en el reactor biológico de tratamiento.

Cuando se usan compuestos químicos, se emplean otras unidades auxiliares como son:

-
- a) Unidades dosificadoras de reactivo.
 - b) Mezcladores.

Los procesos de sedimentación en las aguas residuales pueden realizarse según diversos esquemas separativos que dependen para su puesta en práctica, de la concentración y características de las materias en suspensión. Por lo que podemos establecer la siguiente tipología:

- Sedimentación de partículas discretas.
- Sedimentación de partículas indiscriminadas.
- Sedimentación de partículas floculadas y en floculación.

Los sólidos con estructuras coloidales suspendidos en el agua presentan una carga electrostática sobre su superficie, que provoca la repulsión entre partículas y dan lugar a su estabilidad en el seno del líquido, e impiden su agregación en partículas mayores decantables. La coagulación de material con estructura coloidal consiste en neutralizar sus cargas eléctricas, con lo que dejan de actuar las fuerzas de repulsión y los coloides tienden a agregarse por acción de masas, a estas masa se les denomina flóculos.

Entre los coagulantes usados se distinguen dos tipos: inorgánicos y orgánicos, y dentro de los últimos, los de origen natural (auxiliares de la coagulación o coadyuvantes) y los sintéticos.

Coagulantes inorgánicos:

- Sulfato de alumina
- Sulfato ferroso
- Sulfato férrico
- Cloruro férrico
- Aluminato sódico
- Sulfato cúprico
- Cloruro de aluminio

Coagulantes orgánicos:

- Polielectrolitos naturales
- Polielectrolitos sintéticos

Los coadyuvantes son agentes que desestabilizan la estructura coloidal o bien sirven de material soporte en la realización de la aglomeración de los coloides desestabilizados.

Coadyuvantes inorgánicos.

- Cal viva
- Cal apagada
- Carbonato de sosa
- Sosa cáustica
- Cloro
- Sulfato de magnesio
- Arcillas
- Sílice activa
- Carbón activado

Coadyuvantes orgánicos.

- Alginatos, extracto de algas
- Almidones, extracto de granos vegetales

2.6.3.4.2 Flotación

Al igual que la sedimentación, este proceso consiste en la separación de sólido-líquido en una suspensión de ambos elementos, basado en su diferencia de densidades..

La diferencia con la sedimentación consiste en que, mediante la flotación se pretende separar de la suspensión aquellos elementos sólidos que, por su menor densidad respecto del líquido, pueden flotar o son susceptibles de flotar sobre el líquido.

Existen cuatro tipos de separación: Flotación simple, flotación difusa, flotación por zonas y flotación por compresión.

2.6.3.5 Tratamiento secundario

En esta etapa de tratamiento supone la remoción de contaminantes mediante actividad biológica.

El proceso biológico tiene la finalidad de eliminar, estabilizar o transformar la materia orgánica. Los hongos y las bacterias son los encargados de la descomposición de materia orgánica, usándola para llevar a cabo su metabolismo y generar células nuevas, mientras que las células viejas mueren deslavándose y precipitándose al fondo.

Los factores que afectan los procesos biológicos se enlistan a continuación:

- Temperatura
- pH

-
- homogenización de la materia orgánica y optimización del proceso metabólico.
 - Inhibidores
 - Cantidad mínima de nutrientes.

Los procesos biológicos se clasifican de acuerdo al metabolismo de los microorganismos utilizados en la biodegradación de la materia orgánica en cuatro grupos principales:

- a) Aerobios. El tratamiento se efectúa en presencia de oxígeno.
- b) Anaerobios. El tratamiento ocurre en ausencia del oxígeno.
- c) Anóxicos. En este proceso se remueve nitrógeno, mediante conversión de nitrato en nitrógeno gaseoso, en ausencia de oxígeno. El proceso anóxico se conoce también como desnitrificación anaerobia, pero como las vías principales de conversión bioquímica no son anaerobias sino una modificación de las vías aerobias, se considera más apropiado denominarlo proceso anóxico en vez de anaerobio.
- d) Facultativos. En estos procesos existen poblaciones mixtas, además de que intervienen microorganismos denominados facultativos, que son indiferentes a la presencia o ausencia de oxígeno.

Otra clasificación de dichos procesos es por el tipo de crecimiento de los microorganismos, algunos ejemplos de estos procesos se muestran en la Tabla 13.

- Crecimiento suspendido. En estos sistemas de microorganismos se encuentran libres dentro del tanque. Tienen la ventaja de que han sido muy aplicados por lo que fácilmente se encuentra información sobre ellos. El mayor inconveniente es que, frecuentemente, tienen problemas de decantación, por ello los microorganismos se escapan con el efluente. Requieren, además energía para realizar el mezclado del contenido del tanque.
- Crecimiento adherido. En estos sistemas los microorganismos se encuentran adheridos en un soporte. Tienen, por regla general, menor volumen que los sistemas con biomasa suspendida y producen flóculos con alto grado de sedimentabilidad.
- Crecimiento mixto. Es una combinación de los anteriores

Tabla 12. Principales procesos de tratamiento biológico y su uso más importante.

Tipo	Crecimiento	Proceso	Uso principal
Aerobios	Suspendido	Lodos activados	Remoción de DBO y nitrificación
		-convencional	
		-mezcla completa	
		-aireación escalonada	
		-estabilización y contacto	
		-oxígeno puro	
		-tasa alta	
		-aireación prolongada	
		-proceso Krauss	
		-zanjon de oxidación	
		Lagunas aireadas	
		Lagunas aerobias	
		Digestión aerobia	
	Adherido	Filtros percoladores	Remoción de DBO y nitrificación
		-tasa baja	
-tasa alta			
Torres biológicas			
Unidades rotatorias de contacto biológico			
Reactores de lecho fijo			
Anóxicos	Suspendido	Desnitrificación	Remoción de nitrógeno
	Adherido	Desnitrificación	Remoción de nitrógeno
Anaerobios	Suspendido	Digestión anaerobia	Remoción de DBO y estabilización
		Anaerobio de contacto	Remoción de DBO
	Híbrido	Lagunas anaerobias	Remoción de DBO y estabilización
		Manto de lodos-flujo	
		Ascensional(PAMLA) o UASP	Remoción de DBO y SS
	Adherido	Filtro aerobio	Remoción de DBO y estabilización
		Lecho expandido	Remoción de DBO y estabilización

Tabla 13. Sistemas biológicos de tratamiento.		
Biomasa suspendida	Aerobios	Lodos activados (9 variantes)
		Lagunas aireadas
		Lagunas de oxidación de tasa alta
		Nitrificación
	Anóxicos	Tipo de lodos
		Reactor de lecho ascendente
	Anaerobio	Digestor de tasa alta
		Contacto anaerobio
		Reactor de lecho de lodos con flujo ascendente
Biomasa fija	Aerobios	Filtro percolador
		Disco biológico rotatorio
		Filtro sumergido
		Lecho fluidificado
	Anóxicos	Filtro sumergido
		Disco biológico rotatorio
		Lecho fluidificado
	Anaerobio	Filtro anaerobio
		Disco biológico rotatorio
		Laguna anaerobia
		Lecho fluidificado
	Combinado	Uso de suelo como método de tratamiento

2.6.4 Tratamiento y disposición de los lodos

Los lodos de las aguas negras son una mezcla de aguas negras y sólidos sedimentados. Por su origen reciben el nombre de primarios, secundarios, exceso de lodos activados o lodos químicos. Por su estado o tratamiento recibido pueden denominarse crudos o frescos, digeridos, elutriados, húmedos o secos. Estos son los términos descriptivos más comunes y pueden usarse combinados. Otras expresiones descriptivas son lodos de tanque Imhoff o de tanque séptico.

Razones para el tratamiento de los lodos. Los lodos se tratan para facilitar su disposición. Los diversos procesos de tratamiento tienen dos objetivos:

- 1) Disminuir el volumen del material que va a ser manejado, por la eliminación de parte o de toda la porción líquida y
- 2) Descomponer la materia orgánica muy putrescible a compuestos orgánicos e inorgánicos, relativamente estables o inertes, de los cuales puede separarse el agua

con mayor facilidad. A esto se llama digestión, con la cual además se disminuye el total de sólidos.

Composición de los lodos. La cantidad y composición de los lodos varían según las características de las aguas negras de donde hayan sido retirados y depende, sobre todo, del proceso de tratamiento por medio del cual hayan sido obtenidos. La Tabla 14 contiene datos aplicables a aguas negras domesticas típicas.

Tabla 14. Cantidades nominales y características de los lodos producidos por diferentes procesos de tratamiento

Volumen normal de galones de lodos, por millon de galones de aguas negras Porcentaje de humedad Sólidos secos, libras por millón de galones	Proceso de Tratamiento					
	Sedi- menta- ción simple	Tanque de sedimentación secundaria		Tan- ques sépti- cos de una sola etapa	Sedimen- tación en dos etapas o Tanques de digestión de lodos separados	Precipi- tación química
		Filtros gotea- dores	Lodos activa- dos			
	2,500	500	13,500	900	500	5,000
	95	92.5	98	90	85	92.5
	1,080	320	2,250	810	690	

(NOTA: Los datos anteriores fueron tomados de "Sewerage and Sewage Disposal" por Metclaf and Eddy).

2.6.4.1 Métodos de tratamiento de los lodos

En este manual se considera como tratamiento de los lodos a aquellos métodos o procesos que se emplean en una planta hasta la disposición final delos productos del proceso de tratamiento. Estos procesos incluyen:

- 1) Espesamiento.
- 2) Digestión con o sin calentamiento.
- 3) Secado sobre lecho de arena (cubierto o descubierto).
- 4) Acondicionamiento químico.
- 5) Elutriación.
- 6) Filtración al vacío.
- 7) Secado con calor.
- 8) Incineración.

9) Oxidación húmeda.

Para aguas negras domésticas, tratadas en un tanque de digestión operado en condiciones normales, la producción de gases debe ser del orden de 750 litros por kilogramo de materia volátil destruida y por día (12 pies cúbicos por libra y por día). Esto indicará que par un 50 por ciento de disminución en la materia volátil, debe obtenerse una producción de gases de 375 litros por kilogramo de materia volátil, que se agregue (6 pies cúbicos por libra). Una cifra muy usada para los lodos de aguas negras domésticas de composición media, es la que supone una producción de gases de 28 litros per cápita y por día (un pie cúbico per cápita y por día). Según sea su composición, los desechos industriales pueden elevar o bajar sensiblemente esta cifra. Los gases contienen usualmente un 70 por ciento de metano y un 30 por ciento de bióxido de carbono y otros gases inertes como el nitrógeno. Un contenido de gas carbónico, mayor del 35 por ciento, puede ser un indicio de que el proceso de digestión no marcha correctamente.

Muchas plantas de tratamiento de aguas negras tienen solamente una unidad de digestión, en donde se verifican todas las etapas de la digestión, mientras que otras tienen unidades múltiples. En este último caso, suele ser mejor operar los tanques en serie, como digestores primario y secundario. La mayor parte de la digestión, así como la mayor producción de gases, se efectúa en la unidad primaria. El tanque secundario puede o no ser calentado, como se estudia más adelante en control de temperatura, hasta una temperatura ligeramente más baja, y habrá menor agitación debida a la producción de gases, obteniéndose así un licor sobrenadante más claro, que con una sola unidad o en el digestor primario. La disposición de este licor presenta un problema singular que será tratado más adelante. Los lodos digeridos destinados a tratamiento ulterior y disposición, se extraen solamente del digestor secundario.

Tabla 15. CAPACIDAD DE LOS DIGESTORES PARA VARIOS TIPOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO		
Tipo de planta	Capacidad que se recomienda para el digestor Pies cúbicos per cápita	
	Con calentamiento	sin calentamiento
Tanques de Imhoff		3 a 4*
Tanques de Imhoff y filtro goteador		4 a 6*
Primario	2 a 3	4 a 6*
Primario y filtro goteador	4 a 5	8 a 10*
Lodos activados	4 a 6	8 a 12*

* Estas cifras se aplican generalmente en los Estados de la zona de Medio Atlántico (E. U. de A.). Al usar estas cifras en otras zonas deben tomarse en cuenta las diferentes condiciones climatológicas.

Control del pH. El valor óptimo del pH de los lodos en un digestor, es muy cercano al valor neutro de 7.0, estando generalmente dentro del ámbito de 6.8 a 7.4, siendo muy comunes los valores de 7.0 y 7.2.

Procedimientos para el control de la operación en tanques de digestión de lodos, separados. No es posible tratar todos los problemas que pueden surgir de la operación de las unidades digestoras de lodos. Sin embargo, hay muchos procedimientos rutinarios que usualmente dan los mejores resultados con los tanques digestores separados provistos de calentamiento, que son los más comunes. A continuación se mencionan algunos:

- 1) Bombeo de los lodos.
- 2) Operación de digestores en dos etapas.
- 3) Control de temperatura.
- 4) Control del pH.
- 5) Agitación.
- 6) Descarga del sobrenadante.

Disposición de lodos

Disposición en agua. En algunas ciudades de la costa, los lodos se bombean a lanchones, ya sean crudos o digeridos, y se llevan mar adentro para verterlos en aguas profundas a suficiente distancia de la playa, para lograr una dilución y evitar sus malos efectos a lo largo de la playa. Cuando se acarrean al mar, el valor de un tratamiento, tal como el de concentración o espesamiento, o de digestión, depende del costo relativo del tratamiento y del ahorro por acarreo de pequeños volúmenes y del valor del gas producido por la digestión.

Disposición en la tierra. Entre los sistemas empleados para su disposición en la tierra figuran los siguientes:

- 1) Enterrado
- 2) Relleno
- 3) Aplicación como fertilizante o acondicionador de suelos

Enterrado. Los lodos se llevan a zanjas de 0.60 a 0.90 m (dos a tres pies) de ancho y de unos 0.60 m de profundidad (dos pies). Se cubren con 0.30 m de tierra como mínimo (12 pulgadas). Cuando se disponen de grandes superficies de terreno, el enterrado de los lodos crudos es quizá el método más económico de disponer de ellos, porque elimina el costo de cualquier proceso de tratamiento. Sin embargo, rara vez se emplea y aun así se

toma como recurso provisional debido a la superficie de terreno que se requiere. En las zanjas pueden permanecer húmedos y mal olientes los lodos, durante años, de modo que un terreno que se ha usado una vez, no puede usarse nuevamente para el mismo propósito o para cualquier otro durante mucho tiempo.

Relleno. El empleo de los lodos como material de relleno se limita casi exclusivamente a los lodos digeridos, los cuales quedan a la interperie sin producir molestias por el olor que puedan considerarse serias y extensas.

Como fertilizante o acondicionador de suelos. El lodo de las aguas negras contiene muchos elementos esenciales para la vida vegetal: como el nitrógeno, el fósforo, el potasio y además contiene cuando menos trazas de nutrientes menores que se consideran más o menos indispensables para el crecimiento de las plantas, como el boro, el calcio, el cobre, el hierro, el hierro, el magnesio, el manganeso, el azufre y el cinc. De hecho, algunas veces se encuentran estos elementos en concentraciones tales que pueden ser perjudiciales, lo que puede ser debido a desechos industriales. El humus del lodo, además de proporcionar alimento a los vegetales, beneficia al suelo aumentando su capacidad de retención de agua y mejorando su calidad para el cultivo, haciendo así posibles labores agrícolas en suelos pesados, que se transforman en buenas sementeras. También disminuye la erosión del suelo.

El manual de Prácticas de la Federation of Sewage and Industrial Wastes Association, presenta los siguientes resultados de análisis de lodos:

Los lodos de aguas negras, secos o deshidratados, son excelentes mejoradores o acondicionadores de suelos, además de que son buenos fertilizantes aunque incompletos, a no ser que se refuercen con nitrógeno, fósforo y potasio. El mejor producto son los lodos activados crudos secados por calentamiento, tanto desde el punto de vista químico como higiénico, aunque desprenden olor al usarlos. Los lodos digeridos secados por calentamiento contienen mucho menos nitrógeno y son más valiosos como acondicionadores de suelos y material de construcción, que como fertilizantes. Para algunos cultivos, estos lodos son deletéreos y son prácticamente inodoros cuando están bien digeridos

Tabla 16. ANÁLISIS DE DIVERSOS TIPOS DE LODOS					
Porcentajes base seca					
TIPOS DE LODOS					
COMPONENTE	Crudos	Dige- ridos	Acti- vados	Torta del filtro	
				Crudos	Dige- ridos
Material volátil	60 - 80	45 - 60	62 - 75	55 - 75	40 - 60
Cenizas	20 - 40	40 - 45	25 - 38	25 - 45	40 - 60
Cenizas insolubles	17 - 35	35 - 50	22 - 30	15 - 30	30 - 45
Grasas	7 - 35	3 - 17	5 - 12	5 - 30	2 - 15
Proteínas	22 - 28	16 - 21	32 - 41	20 - 25	14 - 30
Nitrato de amonio	1 - 3.5	1 - 4	4 - 7	1.3	1.3 - 1.6
Acido fosfórico (como P ₂ O ₅)	1 - 1.5	0.5 - 3.7	3 - 4	1.4	0.5 - 3.5
Potasa (como K ₂ O)		0 - 4	0.86		
Celulosa, etc.	10 - 13	10 - 13	7.8	8 - 10	8 - 12
SiO ₂		15 - 16	8.5		
Hierro		5.4	7.1		

Se ha afirmado que los lodos digeridos son algo comparable a los abonos de las granjas, en cuanto a sus constituyentes fertilizantes, su relativa disponibilidad y la naturaleza física del material. También se ha dicho, que las diferencias más importantes entre los dos materiales estriba en que los compuestos nitrogenados más fácilmente descomponibles de los lodos, han sufrido mayor pérdida por el proceso de digestión, a diferencia de los abonos, quedando un residuo nitrogenado de poca disponibilidad; y que el potasio, por ser en gran parte solubles en agua, se ha eliminado por lavado en los lodos, mientras que en los abonos se ha conservado. La Tabla 17 muestra análisis comparativos de los lodos y los abonos:

Tabla 17. INGREDIENTES FERTILIZANTES EN LOS LODOS Y EN DIVERSOS ABONOS			
Porcentaje base seca			
	Nitró- geno (como N)	Acido fosfórico	Potasa
Lodos sedimentados digeridos	0.8 - 3.5	1.6 **	
Lodos activados digeridos	2.0 - 4.8	1.6*	
Lodos activados secados por calor	4.0 - 7.0	1.7 - 2.5	0.13
Comerciales pulverizados:			
Abono de ovejas	1.2 - 2.5	1.0 - 2.0	2.0 - 4.0
Abono de vacas	1.6 - 2.1	1.0	1.0 - 2.2
Abono de aves	1.9 - 4.0	2.5 - 3.7	0.8 - 1.3

* De digestión de mezcla de crudos y activados.

** Según Rudolphs.

Antes de que se adoptara tan profusamente la digestión de los lodos, era perjudicial algunas veces la aplicación a las tierras de los lodos crudos, debido a que es difícil que el suelo absorba el contenido de grasas y esto lo hacía impermeable. Sin embargo, en los lodos digeridos las grasas han disminuido y han quedado divididas en partículas tan finas que no afectan perjudicialmente la porosidad de suelo.

El uso continuado de lodos digeridos, tiende a bajar el valor del pH del suelo y se recomienda aplicar cal o piedra caliza molida de vez en cuando.

2.6.5 Desinfección

La desinfección es la destrucción de los microorganismos patógenos. En el proceso, las bacterias coliformes y otras especies indicadoras serán también destruidas, reduciéndose sustancialmente el conteo total bacteriano. La esterilización completa del agua no se busca de ordinario ni se logra en el proceso de desinfección.

El cloro, en una variedad de formas químicas, ha sido el desinfectante más comúnmente empleado. El cloro es un agente oxidante bastante fuerte, el cual, adicionado al agua en la forma molecular, reaccionará tanto con los materiales orgánicos como inorgánicos que se encuentren presentes. Al reaccionar con el amoníaco o las aminas, formará las cloraminas las cuales, aunque suministren una acción desinfectante razonable, tienen menos probabilidad de reaccionar con otros materiales que puedan estar presentes. El cloro en la forma de las cloraminas es denominado cloro combinado disponible.

El cloro puede ser adicionado en una variedad de formas y en diferentes puntos dentro del sistema. Las dosis en cloración sencilla pueden ser del nivel de los 0.5 mg/L a fin de mantener una protección residual dentro del sistema de distribución.

La precloración es la adición de cloro con antelación a cualquier otro tratamiento. La postcloración es la adición de cloro después de la filtración. El punto de adición se encuentra usualmente en la tubería del efluente del filtro, de tal manera que el agua estará expuesta al cloro por algún tiempo en el tanque de almacenamiento antes de ser bombeada dentro del sistema de distribución. Dosis de 0.25 hasta 0.5 mg/L son en general adecuadas para mantener un residual en el tanque de almacenamiento. Dosis mayores o la adición subsiguiente en el sistema de distribución puede ser requerida para mantener la protección residual hasta que el agua llegue al usuario. La concentración residual de cloro en los sistemas de distribución disminuye por reacción con la materia orgánica e inorgánica en el agua o con las mismas tuberías.

El cloro gaseoso es la forma más comúnmente empleada de cloro.

Los desinfectantes oxidantes adicionales incluyen otros halógenos, dióxido de cloro y ozono. La desinfección también puede ser suministrada mediante radiación ultravioleta, valores extremos de pH, calor, ondas ultrasónicas y ciertos metales.

Halógenos, el bromo y el yodo, también son agentes germicidas eficaces con equilibrio químico similar al del cloro. El yodo, a diferencia del bromo y del cloro, no reacciona con el amoníaco o con compuestos de nitrógeno orgánico para formar aminas y, por tanto, persiste como ácido hipoyodoso y como yodo molecular. Es un buen desinfectante que ha sido usado en piscinas de natación, pero es muy poco probable que sea ampliamente usado en tratamiento de agua debido a sus efectos fisiológicos sobre la actividad tiroidea y su costo relativamente alto. Se ha encontrado que una mezcla de halógenos, monocloramias y yoduro suministra una desinfección más rápida que la de la cloramina sola, tal vez como resultado de la formación del ácido hipoyodoso. En comparación con las cloramias, el sistema yodo-yodato es un mejor desinfectante con pH neutro, aunque la combinación ha probado ser más efectiva que la cloramina o el yodo solo. Si bien es un desinfectante efectivo, el bromo es más costoso que el cloro; también forma THM, y la experiencia con su uso es mínima. Por estas razones es muy poco probable que sea comúnmente usado.

El dióxido de cloro es especialmente útil, ya que ayuda en la destrucción de los compuestos causantes de sabor y olor, promueve una mejor coagulación, sobre todo en aguas con color, y reduce las concentraciones de los precursores de THM y de otros haluros orgánicos. Se produce por la cloración del clorito de sodio en una relación de 1 mol de cloro a 2 moles de clorito. El compuesto resultante, ClO_2 , no reacciona con el amoníaco ni es afectado por el pH dentro del rango normal encontrado en tratamiento de agua, siendo un agente oxidante y germicida poderoso. El dióxido de cloro y sus productos de degradación clorito (ClO_2^-) y el clorato (ClO_3^-) son potencialmente dañinos, ya que se conocen como causantes de la anemia emolítica en animales. El dióxido de cloro es a veces utilizado antes de cualquier otro tratamiento, con protección residual en el sistema de distribución siendo suministrado mediante la postcloración. La dosis total de dióxido de cloro debe estar limitada a aproximadamente 1.2 mg/L, ya que los productos de la degradación son estables, equivalen a cerca de 70% de la dosis y deben mantenerse por debajo de 1.0 mg/L para evitar impactos sobre la salud de los consumidores.

El ozono (O_3), al igual que el dióxido de cloro, tiene otros efectos diferentes a la desinfección, los cuales lo hacen en particular atractivo en el tratamiento de agua. Por su carácter de agente oxidante fuerte puede ser aplicado en cualquier circunstancia en la cual el cloro es efectivo. El ozono mejora la eficacia de la coagulación subsiguiente,

aparentemente mediante la polimerización de los orgánicos metastables; ayuda en la remoción de olores y sabores de moho, tierra, pescado y lodo; reduce la posterior demanda de cloro; disminuye la concentración de los precursores THM; y produce menos orgánicos halogenados que otros desinfectantes oxidantes comunes. El ozono a diferencia del cloro, requiere muy poco tiempo de contacto para una desinfección efectiva. A medida que la temperatura aumenta es probable que tanto la tasa como el grado de terminación de las reacciones de oxidación se incrementen, de ahí que la demanda de ozono pueda incrementarse con la temperatura. La descomposición espontánea de ozono a oxígeno molecular también aumenta con la temperatura, aunque su solubilidad disminuya. La combinación de estos factores puede requerir grandes incrementos en la dosificación a temperaturas altas.

Si bien el ozono es preferible al cloro o al dióxido de cloro en muchos aspectos, no es una solución perfecta a los problemas asociados con orgánicos en el agua. El ozono produce algunos orgánicos halogenados y bajo ciertas circunstancias se ha hallado que realmente incrementa la formación de THM. La remoción de sabor y olor está asociada con cambios químicos en sustancias que tienen olores que no son rechazables, a menudo reportados como de olor y sabor a fruta. Estos olores están asociados con los aldehídos alifáticos y aromáticos y con las cetonas.

La irradiación ultravioleta es efectiva en la destrucción de todos los tipos de bacterias y de virus a través del mecanismo probable de destrucción de los ácidos nucleicos. Los rayos ultravioletas (uv) son generados mediante lámparas de cuarzo de vapor de mercurio que tienen una eficiencia de cerca del 30%, una longitud de onda de 253.7 nm y una intensidad de 50 uv W/m² a una distancia de 50 mm. Los tiempos de retención mínima están en el orden de 15 segundos con películas de agua menores a un grosor de 120 mm. Son ventajas de la desinfección ultravioleta la facilidad de automatización; la ausencia de manejo químico; el corto tiempo de retención; la ausencia de efecto en las características químicas, sabor u olor del agua; el poco mantenimiento; y la ausencia de efectos perjudiciales por sobredosis. Las desventajas consisten sobre todo en la falta de protección residual, el costo relativamente alto y su nula efectividad en aguas turbias que los rayos no pueden penetrar. El proceso es usado principalmente en aplicaciones industriales y pequeños sistemas de agua privados.

Los valores extremos de pH, bien sean altos o bajos, pueden suministrar ventajosas destrucciones bacteriales. La precipitación de magnesio (asociado con un pH de 11) puede generar reducciones de coliformes de más de 99.9%. Los ácidos minerales, si están presentes, pueden producir reducciones similares. Ni cáusticos ni ácidos son adicionados al agua para fines de desinfección. La reducción en el conteo de bacterias mediante la

variación de pH es inherente a otros procesos y no ofrece protección residual si el pH es después ajustado a valores cercanos a neutro.

El calor puede ser usado para desinfectar el agua, pero el método es poco práctico a una gran escala. El flujo continuo de la pasteurización ha sido usado con éxito en sistemas a pequeña escala pero su costo es elevado y no suministra protección residual.

Las ondas ultrasónicas en frecuencias de 20 hasta 400 kHz han demostrado suministrar una esterilización completa del agua a tiempos de retención de 60 minutos y reducción muy grande en el conteo de bacterias a tiempos de retención mínimos de 2 segundos. Los costos han sido excesivos, pero combinaciones de la zonación de corto periodo y la luz ultravioleta pueden ser económicamente atractivos. No se suministra protección residual contra contaminación ulterior.

Los iones metálicos tales como plata, cobre y mercurio exhiben acción desinfectante. La plata es efectiva en concentraciones menores a aquellas que son dañinas a la salud humana (0.05 mg/L). Entre las ventajas de la plata están su baja dosificación, facilidad de aplicación y protección residual. Entre sus desventajas se hallan la posibilidad de sorción de la plata sobre los materiales coloidales, la posibilidad de inhibición o precipitación de la plata mediante otros químicos, la eficiencia reducida a temperaturas reducidas y el costo relativamente alto.

El permanganato de potasio, que en ocasiones es usado en la remoción del hierro y manganeso o para el control de sabores y olores, es un agente oxidante que exhibe propiedades germicidas. Su acción desinfectante es inherente a su uso para otros propósitos.

2.6.6 Contaminantes orgánicos

Como se ha analizado anteriormente, el agua contiene una variedad de materiales orgánicos de ocurrencia natural y artificial que contribuyen a problemas de olor y sabor (posibles de ser agravados por algunas técnicas de desinfección), pueden ser precursores de los THM, los cuales son generados por algunas técnicas de desinfección, o pueden ser tóxicos en sí mismos. Algunos de estos químicos pueden ser modificados favorablemente o removidos por procesos de tratamiento de agua tales como aireación, ozonación, aplicación de dióxido de cloro, coagulación, floculación, sedimentación, y filtración. Otros pueden no ser afectados por estas técnicas, requiriendo tratamiento adicional si sus concentraciones excedieran de otro modo los límites fijados por la EPA o por los estados.

Los sabores y olores en el agua pueden ser producidos por materiales orgánicos o inorgánicos. La percepción del sabor y del olor es muy subjetiva, siendo las técnicas de

medición, por tanto, imprecisas. El número umbral del olor (NUO) ha sido ampliamente usado para expresar la concentración de materiales causantes de olor, pero puede ser remplazado por métodos instrumentales o por un procedimiento relativamente nuevo denominado análisis de perfil de sabor (APS) que identifica el carácter del sabor o del olor, al igual que su intensidad. El NUO es el factor de dilución que se requiere para producir una solución en el cual el olor es apenas perceptible. Es de costumbre evaluado por un grupo de analistas entrenados a fin de minimizar la variabilidad inherente a una determinación subjetiva.

Los sabores y olores asociados con gases disueltos y algunos químicos orgánicos volátiles pueden ser removidos por procesos de aireación. Los materiales que no son alterados favorablemente o removidos por aireación o por técnicas de oxidación pueden en general ser adsorbidos en carbón activado.

Los ácidos húmicos y fúlvicos abarcan un grupo de macromoléculas ácidas polimerizadas aleatoriamente que constituyen el componente orgánico principal de las aguas naturales. Estos materiales son los precursores principales de los THM, los cuales se producen mediante su oxidación parcial por efecto del cloro y de algunos otros desinfectantes oxidantes. Como se indicó antes, estos precursores pueden ser removidos por técnicas de coagulación y ser alterados mediante la ozonización o el dióxido de cloro, de tal forma que los THM no sean generados mediante la cloración subsiguiente en cantidades modestas. Aunque la técnica óptima para la remoción de precursores de THM parece ser la coagulación, bien sea sola o a continuación del tratamiento con ozono o dióxido de cloro, estos materiales también pueden ser removidos por la adsorción. En realidad, pueden competir con éxito por sitios de adsorción con otros materiales que son de por sí más indeseables.

Los compuestos orgánicos volátiles incluyen varios de los THM, al igual que materiales principalmente de origen industrial tales como el benceno y el cloruro de vinilo. Niveles de MCL que fluctúan entre 0.02 y 2.0 $\mu\text{g}/\text{L}$ han sido establecidos para ocho de tales químicos, siendo muy probable que otros puedan ser adicionados a la lista en el futuro. Estos químicos no son alterados o removidos por coagulación, sedimentación o filtración pero pueden ser removidos por aireación o por procesos de adsorción. Si se utiliza la aireación, los gases de escape deben ser tratados para evitar simplemente la transferencia del problema del agua al aire.

Los pesticidas que entran en abastecimientos de agua bien sean de uso agrícola o domésticos son, en general, bastante resistentes a su remoción mediante técnicas ordinarias de tratamiento de agua. Las excepciones a esta regla general incluyen el carbofurán, el cual experimentará hidrólisis a niveles de pH encontrados en

ablandamiento, y la metribuzina, la cual es oxidable por efecto del cloro y del dióxido de cloro. El carbón activado bien sea en forma de polvo o granular ha sido usado exitosamente en la reducción de la concentración de estos materiales.

2.6.7 Control de algas

Las algas son plantas fotosintéticas microscópicas que bajo ciertas circunstancias pueden producir crecimientos muy densos denominados florecimientos en lagos y reservorios usados para el abastecimiento de agua. Las células algales por sí mismas pueden ser removidas, aunque con alguna dificultad, mediante los procesos comunes de tratamiento de agua; sin embargo, ciertos productos del metabolismo de las algas crean problemas que son más difíciles de resolver. Como se ha señalado antes, ciertos materiales causantes de olores -y de sabores- están asociados con los florecimientos de algas. Además, ciertas cianobacterias pueden producir eurotoxinas o hepatotoxinas que no son removidas de manera efectiva mediante el tratamiento ordinario del agua. Estas toxinas han sido asociadas con la muerte de ganado y, más recientemente, con enfermedades humanas. Aunque los materiales causantes de sabor y olor y las toxinas pueden ser removidos mediante el empleo del carbón activado, es posible bajo algunas circunstancias evitar los florecimientos de algas antes de que ocurran.

Tanto el sulfato de cobre como el cloro han sido empleados para controlar algas. En la Tabla 18 se presentan las dosis que se han encontrado adecuadas para destruir varias especies de algas. Las concentraciones más pequeñas son en ocasiones eficaces para evitar el crecimiento desde el crecimiento desde el comienzo, lo cual es deseable puesto que la destrucción de grandes crecimientos de algas pueden precipitar los mismos problemas (de sabor y olor, de toxicidad) que se desean evitar. Las dosificaciones excesivas de sulfato de cobre pueden ser tóxicas para ciertos peces, tal como se muestra en la Tabla 19, en consecuencia, los reservorios que mantienen poblaciones de peces deben ser dosificadas con un cuidado considerable. Es probable que el uso del cloro para evitar el crecimiento de algas no sea conveniente, ya que es de esperarse que las aguas de reservorios y lagos contengan los precursores de THM.

El sulfato de cobre puede aplicarse remolcando a través del agua bolsas que contengan el químico las cuales son tiradas por botes que siguen caminos paralelos a una distancia aproximada de 5 metros (15 pies).

Tabla 18. Dosificaciones de sulfato de cobre y de cloro para varios organismos			
Organismos	Olor	Sulfato de cobre, mg/L	Cloro, mg/L
Crysofita:			
Asterionella	Especias, pescado, geranio	0.10	0.5-1.0
Melosira		0.30	2.0
Sinedra	Tierra	1.00	1.0
Navicula		0.07	
Clorofita:			
Conferva		1.00	
Scenedemus		0.30	
Spirogira		0.20	0.7-1.5
Ulothrix		0.20	
Volvox	Pescado	0.25	0.3-1.0
Xygnema		0.70	
Coelastrum		0.30	
Cyanofita:			
Anabaena	Mohoso, hierba, desagradable	0.10	0.5-1.0
Clathrocistis	Hierba, desagradable	0.10	0.5-1.0
Oscillaria		0.20	1.1
Aphanizomenon	Mohoso, hierba, desagradable	0.15	0.5-1.0
Protozoa:			
Euglena		0.50	
Uroglena	Pescado, aceitoso	0.05	0.3-1.0
Peridiniun	Pescado	2.00	
Clamidomonas		0.50	
Dinobrion	Especia, violeta, pescado	0.30	0.3-1.0
Sinura	Cohombro, pescado, amargo	0.10	0.3-1.0
Esquizomicetos:			
Begiatoa	Putrefacto	5.00	
Crenothrix	Putrefacto	0.30	0.5

Tabla 19. Tolerancia de varios peces al sulfato de cobre	
Pez	mg/L
Trucha	0.14
Carpa	0.30
Chupador	0.30
Bagre	0.40
Soyo norteamericano	0.40
Carpa dorada	0.50
Perca	0.75
Pez luna	1.20
Róbalo	2.10

2.6.8 Remoción de hierro y manganeso

Aunque el hierro y el manganeso son más comúnmente hallados en aguas subterráneas, las aguas superficiales también pueden contener a veces cantidades importantes. Concentraciones superiores a los 0.3 mg/L puede producir un olor y un sabor detectables; agua de color rojizo que puede manchar la ropa, los utensilios de cocina y los aditamentos de plomería; acumulaciones del hierro precipitado en los sistemas de distribución; y crecimiento de crenothrix (una bacteria de hierro) en las tuberías. El crecimiento bacteriano puede producir problemas de sabor y olor adicionales.

El hierro y el manganeso contribuyen a la dureza y removidos mediante el ablandamiento del agua; no obstante no siempre es deseable ablandar el agua con el único propósito de remover las relativamente pequeñas cantidades de estos metales. Su remoción puede ser enriquecida por oxidación a un estado de valencia más alto en el cual su solubilidad es reducida. El agente oxidante puede ser el oxígeno atmosférico, el cloro, el dióxido de cloro, el ozono, el permanganato o cualquier otro oxidante que no deje un residuo indeseable.

El hierro solo en aguas subterráneas que contienen poco o nada de material orgánico puede ser removido mediante la aireación simple seguida por la retención/sedimentación y la filtración.

Si tanto el hierro como el manganeso están presentes o si el agua contiene materiales orgánicos tales como ácidos húmicos o fúlvicos, la aireación es lo suficientemente rápida sólo si es catalizada mediante la pirolusita o la acumulación de productos de la oxidación (Fe_2O_3 y MnO_2) sobre un lecho poroso como el coke. La aireación simple no suministrará la oxidación y la precipitación dentro de un tiempo razonable, aunque la elevación del pH incrementará sustancialmente la tasa. El manganeso se oxida con mucha más lentitud que el hierro, en realidad, la tasa es insignificante a niveles de pH inferiores a 9. El material orgánico interfiere con la remoción del hierro y del manganeso mediante la peptización.

La aplicación de agentes oxidantes fuertes tales como el cloro, el ozono, el dióxido de cloro o el permanganato de potasio puede servir para oxidar el hierro y el manganeso más rápidamente como también puede modificar o destruir los materiales orgánicos presentes, de tal manera que no interfieran con la reacción. Desde luego, tales agentes oxidantes tienen el potencial de formar THM a partir del ácido húmico y fúlvico, por lo cual deben ser aplicados con cuidado. El permanganato en esta aplicación funcionará adecuadamente a un pH neutro. Los otros oxidantes requieren niveles de pH por encima de 8.5 para la remoción satisfactoria del manganeso. El hierro se oxida a satisfacción a un

pH neutro, pero su remoción se incrementa bajo condiciones más alcalinas. La remoción de los metales oxidados es efectuada por filtración rápida.

El crecimiento bacterial en filtros usados para remover el hierro y el manganeso puede conducir a la reducción de los metales oxidados y a su regreso a la solución. Las bacterias autotróficas pueden hallar que tales filtros son un ambiente excelente y rápidamente remover todo el oxígeno disuelto que está ingresando al lecho y luego convertir los metales oxidados en receptores de hidrógeno sustituto. El problema puede ser disminuido mediante el retrolavado frecuente (en general el desarrollo de la pérdida de cabeza es bastante lento, ya que poco material es removido) y el mantenimiento del cloro residual a través del filtro. Si un crecimiento biológico denso se ha desarrollado sobre el medio, puede ser removido mediante dosificaciones concentradas de cloro o de permanganato.

El manganeso y el hierro pueden ser removidos de la solución mediante la adsorción sobre un lecho empacado de pirolusita granular. Este sistema es denominado proceso zeolitas de manganeso, aunque, a diferencia de otros también llamados procesos zeolitas, este no involucra una reacción de intercambio iónico.

Los problemas asociados con el hierro y el manganeso en el agua son principalmente estéticos, y en algunas circunstancias pueden ser manejados por separación de los metales con polifosfatos o silicatos.

2.6.9 Ósmosis inversa

El principio de la ósmosis puede ser entendido fácilmente si se considera una membrana semipermeable separando dos cuerpos de agua que contienen diferentes concentraciones de sal. Una membrana semipermeable tiene tamaños de poros que son más grandes que el tamaño molecular de agua pero más pequeñas que los de las sales. En la situación descrita, el agua fluirá, a través de la membrana, de la concentración más baja hacia la más alta, tratando de igualar las concentraciones de sal. Si se aplica una presión a la solución concentrada el flujo puede ser detenido. La presión que es justamente adecuada para detener el flujo es denominada la presión osmótica, si se aplica una mayor presión, la dirección natural del flujo será revertida y el agua fluirá de la concentración más alta a la más baja. La presión aplicada en sistemas prácticos varía de 5 a 50 veces la presión osmótica.

Los sistemas de ósmosis inversa consta de la membrana, una estructura de soporte, un vaso de presión y una bomba. La configuración óptima de la membrana es una fibra hueca con una relación área a volumen de hasta 30,000 (comparada con valores de 300 a 3000 para otros diseños), no requiere estructura de soporte y tienen tasas de flujo de agua

razonables. Las membranas modernas son fabricadas de poliamidas aromáticas que tienen propiedades mecánicas y químicas más convenientes que los primeros diseños de acetatos de celulosa.

El afluente a los sistemas de ósmosis inversas requieren a menudo pretratamiento para evitar el daño de la membrana por efecto de bacterias u otros sólidos suspendidos. Dado que las membranas no son completamente eficientes para excluir moléculas diferentes al agua, el agua producida no es por completo desmineralizada. Los gases disueltos, tales como el dióxido de carbono, pasan a través de la membrana, produciendo un pH incrementado en el lado rechazado y algunas condiciones ácidas en el lado del producto.

2.7 Tratamiento alternativo de las aguas residuales.

El hombre busca en la actualidad el desarrollo sostenible, el aprovechamiento racional de los recursos y el mantenimiento y la lucha contra la degradación del medio ambiente.

Existen más de 80 técnicas diferentes de tratamiento de aguas residuales, se debe aplicar varias de ellas en conjunto, con un diseño específico para cada caso, buscando la mayor eficacia en el rendimiento y en los costos, de manera que sea el método que se utilice en cada ocasión.

Los sistemas ecológicos de depuración de aguas residuales, muestran grandes ventajas ecológicas, económicas, técnicas y sociales.



Figura 6. Comparación de Tecnologías

Los sistemas ecológicos fundamentalmente son los siguientes:

- Humedales artificiales
- Lagunaje:
 - Lagunas naturales:
 - Con microfitas.
 - Tipo humedal (con macrofitas).
 - Mixto.
 - Lagunas aerobias (aerobias, de oxidación o de maduración)
 - Lagunas aerobias.
 - Lagunas de decantación.
 - Lagunas anaerobias.
 - Lagunas facultativas (mixtas).
 - Lagunas de alto rendimiento.
 - Lechos de macrofitas.
 - Lechos de turba.
 - Infiltración en el suelo controlada.
 - Riego:
 - Encharcamiento.
 - Aspersión.
 - Surcos y caballones.
 - Goteo.
 - Infiltración-percolación.
 - Escorrentía superficial sobre cubierta vegetal.
 - Biofiltración.
 - Biodiscos.
 - Biocilindros.
 - Adsorción sobre carbón activo.
 - Filtración.
 - Decantación.
 - Microtamizado.
 - Acuicultura con aguas residuales.

Para el tratamiento y el aprovechamiento de los lodos siendo amigables con la ecología se recomienda usar alguna de las tecnologías siguientes:

- Espesadores de gravedad.
- Incineración.
- Digestores aerobios.

-
- Digestores anaerobios.
 - Espesadores de flotación.
 - Filtros-prensa.
 - Filtros de banda.
 - Eras de secado.
 - Filtros de vacío.
 - Compostaje.
 - Centrifugación.
 - Oxidación.
 - Desinfección.
 - Pirólisis.
 - Recalcinación.
 - Vertedero controlado (relleno sanitario).

El sistema más antiguo, el lagunaje, deriva de la observación de los estanques. Se utiliza en todo el mundo, desde los climas ecuatoriales hasta Alaska.

Para ello, los responsables deberán utilizar los servicios de profesionales que conozcan la Naturaleza, los cultivos, los montes, el suelo, la climatología, la contaminación y los temas sanitarios. Además, tendrán que participar técnicos especialistas en metodologías convencionales, pero considerando siempre estas como unos sistemas más, teniendo en cuenta, por supuesto, que no son los únicos, que desgraciadamente, es prácticamente lo que se ha hecho hasta ahora.

Los estudios realizados durante los años cincuenta sobre ecosistemas de lagunaje han permitido optimizar los fenómenos y obtener nuevas soluciones.

Actualmente conocemos sistemas que exigen poca superficie, pocos cuidados, que no son caros y no producen olores desagradables, es más, las aguas tratadas mediante alguno de estos sistemas ya no están necesariamente contaminadas y permiten su reutilización.

Hasta ahora no se ha cambiado nada. Continuando con la utilización de métodos convencionales, en los años 80 del siglo pasado se hablo de los filtros verdes, pero se potenciaron las ideas y los criterios dando una prioridad absoluta a las depuradoras convencionales.

Los sistemas de tratamientos de aguas residuales mediante el uso de plantas acuáticas pueden implementarse desde ciudades de tamaño mediano hasta en instalaciones tan poco habituales como las de los aeropuertos, las viviendas de protección oficial, los mataderos o las salidas de las autopistas. Hoy en día, ya es de dominio público que los residuos pueden convertirse en recursos y que la industria del reciclaje será

probablemente una de los grandes “filones” de este siglo. Y, en cuanto al saneamiento, las soluciones que tengan en cuenta la naturaleza presentan muy buenas perspectivas para los bosques, la piscicultura, la ostricultura o la agricultura.

Por lo que se refiere al tema económico, un sistema ecológico de tratamiento de aguas residuales es más barato de instalar que una depuradora convencional, y el mantenimiento es muchísimo más económico.

Con frecuencia se depuran las aguas residuales en las plantas convencionales gastando barbaridades en energía, en productos químicos y en mantenimiento, quitando los nutrientes, y después utilizar las aguas depuradas en riegos agrícolas o de parques y teniendo que utilizar fertilizantes químicos cuando el agua residual ya los tenía.

2.7.1 Estudios comparativos para la selección entre los diferentes sistemas de tratamiento

Para decidir cuál de los sistemas ó métodos es más apropiado en cada situación, a continuación se establecen unas tablas básicas con una serie de factores que irán acotando los sistemas de tratamiento, de manera que se tenga la opción de decidir cuál es la más viable.

Proyectos de pequeña escala idónea para los proyectos que utilizan plantas acuáticas, ya sea en la vivienda unifamiliar o en las grandes ciudades.

Las ciudades concentran recursos y también consumen más, y es precisamente en estos lugares donde debiera mostrarse más interés por la ecología.

Las depuradoras de carrizales también son útiles para la preservación de los humedales.

Tabla 20. Comparación de distintos sistemas y sus necesidades								
Sistema \ Necesidades	Superficie necesaria (m ² /hab.)	Obra	Equipos	Mantenimiento	Personal	Control	Frecuencia de control	Costos de construcción
Fosa séptica	0.4 - 0.6	P	MP	MS	P	P	P	P
Lecho filtrante	2.2 - 2.8	MP	MP	S	P	P	P	M
Zanja filtrante	6 - 6.5	MP	MP	S	P	P	P	M
Humedal artificial	2.5 - 9	P - B	MP	MS	P	I	M	I
Tanque Imhoff o similar	0.05 - 1	B	P - B	S	P	P	P	I
Lecho bacteriano	4 - 7	B	B	C	M	M	M	I
Lecho de turba	0.6 - 1	P	MP	S	I	P	I	P
Filtro de arena	1.2 - 10	P	P	S	I	I	I	I
Infiltración-percolación	2 - 10	P - B	MP	S	P	P	I	P
Escorrentía superficial	6 - 10	P - B	MP	S	I	I	M	P
Biodiscos	5 - 7	MP - P	M	C	M	M	M	I
Aireación prolongada	2 - 8	B - M	M	MC	M	M	M	I
Lagunas aireadas	1 - 3	B	MP	C	I	M	I	P
Lagunas aerobias	4 - 7	B	MP	S	P	I	I	P
Lagunas anaerobias	4 - 7	B	MP	S	P	I	I	P
Lagunas facultativas	2 - 14	B	MP	S	P	I	I	P
Tratamiento físico-químico	0.1 - 0.2	B	M	MC	M	M	M	M
Pozo filtrante	1 - 10	B - M	MP	MS	P	I	I	M
Riego por encharcamiento	10 - 30	P - B	MP	S	I	I	I	P
Riego por aspersion	8 - 10	P	P	I	I	M	M	I
Riego por surcos	5 - 9	P	P	I	I	M	M	I
Adsorción	0.02 - 1	B	B	S	P	P	P	I
Decantación	0.04 - 3	B	B	S	P	P	P	I
Microtamizado	0.02 -1	B	B	I	P	I	I	M
Acuicultura	1 - 5	B	B	M	I	M	M	M

M= Mucha, B= Bastante, P= Poca, MP= Muy poca, MS= Muy sencillo, S= Sencillo, C= Complicado, MC= Muy complicado, P= Poco, I= intermedio, M= Mucho

Tabla 21. Comparación de los sistemas de tratamiento y la remoción de contaminantes								
Sistema	Costos de mantenimiento	Rendimiento en %						Generación de subproductos útiles
		DQO	DBO	SS	N	P	C	
Fosa séptica	P	30 - 60	20 - 60	50 - 90	0 - 60	0 - 75	10 - 90	No
Lecho filtrante	M	90 - 95	80 - 98	50 - 90	10 - 90	35 - 55	-	No
Zanja filtrante	M	65 - 90	90 - 98	-	25 - 98	80 - 98	-	No
Humedal artificial	I	55 - 80	60 - 98	60 - 98	30 - 70	20 - 60	99 - 99.9	Sí
Tanque Imhoff o similar	I	-	30 - 65	35 - 85	-	-	-	Sí
Lecho bacteriano	M	70 - 80	60 - 96	50 - 95	20 - 70	5 - 30	80 - 95	Sí
Lecho de turba	M	60 - 90	70 - 90	85 - 95	20 - 75	20 - 30	99 - 99.5	No
Filtro de arena	M	70 - 90	80 - 99	40 - 99	25 - 90	20 - 80	98 - 99.9	No
Infiltración-percolación	P	60 - 75	80 - 99	80 - 99	30 - 90	90 - 95	99 - 99.9	No
Escorrentía superficial	P	90 - 95	90 - 99	95 - 99	40 - 95	90 - 95	95.5 - 99.9	No
Biodiscos	M	70 - 90	80 - 98	75 - 98	30 - 80	20 - 30	80 - 90	No
Aireación prolongada	M	70 - 90	85 - 99	85 - 99	60 - 90	20 - 70	90 - 95	Sí
Lagunas aireadas	P	70 - 90	60 - 97	70 - 92	10 - 60	25 - 40	99 - 99.5	Sí
Lagunas aerobias	P	50 - 60	65 - 90	90 - 95	60 - 70	10 - 20	99 - 99.9	Sí
Lagunas anaerobias	P	20 - 40	50 - 90	60 - 80	30 - 40	10 - 20	99 - 99.9	Sí
Lagunas facultativas	P	50 - 85	60 - 95	50 - 90	60 - 70	10 - 40	99 - 99.9	Sí
Tratamiento físico-químico	M	70 - 98	70 - 98	70 - 95	20 - 60	90 - 98	99 - 99.8	Sí - No
Pozo filtrante	M	-	-	-	-	-	-	No
Riego por encharcamiento	I	75 - 85	90 - 99	95 - 99	85 - 90	85 - 90	99 - 99.8	Sí
Riego por aspersión	I	70 - 99	95 - 99	98 - 99	90 - 98	90 - 98	99 - 99.9	Sí
Riego por surcos	I	70 - 90	95 - 99	95 - 99	90 - 98	90 - 98	99 - 99.9	Sí
Adsorción	I	85 - 95	85 - 98	98 - 99	60 - 80	50 - 85	80 - 95	No
Decantación	I	70 - 80	70 - 80	96 - 99	60 - 70	10 - 30	99 - 99.5	Sí
Microtamizado	I	30 - 60	30 - 60	98 - 99.9	60 - 70	10 - 50	98 - 99.9	Sí
Acuicultura	I	90 - 98	90 - 98	90 - 95	90 - 95	90 - 99	98 - 99.9	Sí

P= Poco, I= intermedio, M= Mucho, DQO= Demanda química de oxígeno, DBO= Demanda bioquímica de oxígeno, SS= Sólidos en suspensión, N= Nitrógeno total, P= Fósforo total, C= Coliformes fecales

Sistema Factor	Lodos activados	Lechos bacterianos	Biodiscos	Lagunaje con microfitas	Lagunaje con macrofitas	Lagunaje aireado
Principio de tratamiento	Biológico aerobio	Biológico aerobio	Biológico aerobio	Biológico aerobio	Biológico aerobio	Biológico aerobio
Cultivo	Libre floculado	Fijo sobre un soporte estático	Fijo sobre un soporte giratorio	Libre, algo floculado	Parcialmente fijo sobre un soporte	Libre, algo floculado
Retención	De horas a días	De minutos a horas	De minutos a horas	2 - 6 meses	2 - 6 meses	2 - 8 semanas
Control del cultivo	Enriquecimiento artificial y por reciclado	Autoregulación	Autoregulación	Autoregulación	Autoregulación	Autoregulación
Aporte de oxígeno	Aireación mecánica	Aireación por escorrentía	Aireación por escorrentía	Airean las algas	Airean las algas	Aireación mecánica
Edad de cultivo	1 - 30 días	1 - 20 días	1 - 20 días	2 meses	Varios meses	3 semanas
Estabilización en la extracción	Variable según la	Baja	Baja	Muy elevada	Muy elevada	Elevada
Gérmenes	Bajo	Bajo	Bajo	Medio	Medio	Medio - bajo

Sistema Factor	Riego	Decantación	Adsorción	Microtamizado	Acuicultura
Principio de tratamiento	Biológico aerobio y anaerobio	Físico	Físico	Físico	Biológico
Cultivo	Fijo	-	-	-	
Retención	Días	De horas a días	De minutos a días	De minutos a hora	Meses
Control del cultivo	Autoregulación	-	-	-	Autoregulación
Aporte de oxígeno	Natural	-	-	-	Algas y macrofitas
Edad de cultivo	Meses o años	-	-	-	Meses
Estabilización en la extracción	Muy elevada	Muy elevada	Elevada	Elevada	Muy elevada
Gérmenes	Medio - bajo	Medio - bajo	Bajo	Bajo	Medio - bajo

2.7.2 Tipos de contaminación

Los usos domésticos, la agricultura, los residuos industriales, la explotación del gas, del petróleo o de las minas contaminan el agua, esta se altera al incorporar las materias orgánicas, los sedimentos, los metales pesados, las bacterias, los virus y los agentes químicos contaminantes, como los pesticidas o los disolventes.

Las aguas pluviales pueden ser una fuente de contaminación importante. Concentran tanto los productos contaminantes atmosféricos como los residuos de aceites e hidrocarburos y las materias en suspensión, conducidas a través de vertederos y canalizaciones.

En el caso de redes unitarias, los aguaceros son particularmente contaminantes. Volúmenes considerables de agua no tratada en la depuradora son vertidos directamente sobre el medio natural, produciendo en los cursos de agua una contaminación cuyo resultado más inmediato es la muerte de miles de peces.

Los residuos industriales producen contaminaciones específicas que hay que tratar de forma individualizada.

El agua utilizada en usos domésticos contiene principalmente materias orgánicas, o sea, enormes moléculas inestables, esencialmente carbonatadas, que mediante la acción de las bacterias se transforman en moléculas más simples. Para ello necesitan importantes cantidades de oxígeno que obtienen de su medio receptor, río o lago, en detrimento de la fauna acuática. La liberación secundaria de nitrógeno y de fósforo produce un fenómeno de eutrofización. El fósforo favorece el crecimiento de algas en agua dulce, que al degradarse, nutren las bacterias. La utilización de lejías sin fosfatos es muy aconsejable porque reduce esta contaminación en dos terceras partes.

El nitrógeno amoniacal puede resultar tóxico para los peces. Las aguas residuales domésticas contienen también gérmenes patógenos y huevos de parásitos provenientes de la flora microbiana intestinal, que es indispensable reducir o eliminar en los lugares destinados al baño o a la ostricultura.

2.7.3 La función de las plantas depuradoras

Un tratamiento completo del agua comporta diversas etapas:

- El pretratamiento elimina los elementos de mayor tamaño. Consta de un proceso de cribado, de un desarenado y, en algunos casos, de un desengrasado para recoger las grasas.

-
- El tratamiento primario retiene las materias sólidas que están en suspensión en el agua. Se realiza, bien por decantación en fosas sépticas, estanques o depuradoras de fangos activados, o bien por filtración en lechos vegetales.
 - El tratamiento secundario elimina la contaminación carbonatada disuelta en el agua (las materias orgánicas) a través de la acción de bacterias que consumen oxígeno. Para volver a crear un medio apropiado al desarrollo de estas bacterias, hay que aportar oxígeno, sea por aeración mecánica según las técnicas clásicas de las depuradoras de fangos activados, o a través de plantas acuáticas o de un medio filtrante, de manera similar o como se producen los fenómenos naturales.
 - El tratamiento terciario elimina el nitrógeno y el fósforo. Tratamientos complementarios pueden hacer desaparecer los nitratos, los metales pesados y los gérmenes patógenos. El fosforo no se puede transformar en gas. En cambio puede acumularse en los lodos de una forma más o menos duradera. Únicamente el vertido y la dispersión de las aguas tratadas sobre un sustrato natural o la práctica de la irrigación posibilitarán la permanencia de los fosfatos en las aguas superficiales. Otra solución, más complicada y más cara, consiste en precipitar los fosfatos por métodos fisicoquímicos.

El tratamiento en las plantas depuradoras tradicionales es poco eficaz para lograr una calidad higiénica suficiente del agua, es decir, para obtener un agua libre de gérmenes y de parásitos. Para conseguir esta calidad, el agua debe recibir un tratamiento complementario de rayos ultravioletas, ozonación, cloración, lagunaje o filtración.

Con los filtros vegetales, la eliminación de los parásitos y de los gérmenes patógenos se realiza mediante la acción de diferentes factores fisicoquímicos o biológicos, entre los que se cuentan: la temperatura, la insolación, la filtración, la decantación o la rarefacción de las sustancias asimilables.

El producto final. El agua tratada vuelve el medio natural, pero las plantas depuradoras tradicionales producen lodos, cuyo destino resulta un problema. Un metro cubico de agua utilizada produce hoy en día entre 350 y 400 gramos de lodos, y estas cantidades van en aumento de forma constante en paralelo a la generalización del tratamiento de las aguas usadas.

Las diversas plantas depuradoras (vegetales). Las tecnologías rusticas de depuración de agua se sirven de los fenómenos naturales. El lagunaje se inspira en las charcas y los estanques. Los lechos vegetales recuperan el principio de los carrizales. La dispersión subterránea reinterpreta las reglas de las praderas húmedas y la dispersión en bosque aplica aquello que es propio de los bosques pantanosos. Coexisten diversa técnicas que se

distinguen por el modo de infiltración y de circulación del agua: aéreo, subterráneo, vertical, horizontal o mixto.

Las lagunas de macrofitas. La concentración de restos orgánicos en albercas se ha utilizado para la piscicultura en Europa desde la edad media. Desde 1920, la ciudad de Múnich gestiona 233 hectáreas de estanques para criar carpas. El método más habitual consiste en hacer circular las aguas utilizadas a través de una serie de grandes estanques de fondo y paredes impermeables, de profundidad decreciente, desde 1.20 metros hasta 0.50. La depuración corre a cargo de las bacterias

Las lagunas tradicionales son extensiones de agua libre. Las lagunas de macrofitas están plantadas con plantas flotantes o arraigadas (juncos, carrizos, espadañas, jacintos de agua). Las plantas ralentizan la corriente, favorecen el sedimento de las materias en suspensión y lo mantienen parcialmente oxigenado mediante la aportación de oxígeno a nivel de las raíces. Los tallos sirven de soporte a cultivos de bacterias. La plantación de macrofitas en el último estanque, destinada a limitar la proliferación de fitoplancton, ha sido discutida durante estos últimos años; actualmente se prefiere una fase final inspirada en los filtros vegetales.

El lagunaje necesita una extensión de terreno importante (10 m² por habitante) y un suelo llano. La presencia de una red unitaria facilita la dilución de las aguas residuales y evita los riesgos de malos olores, cuando la laguna es utilizada para el tratamiento primario.

Normalmente, la integración en el paisaje no presenta dificultades. El mantenimiento es simple: cada diez años hay que extraer los lodos. Las lagunas son utilizadas para el tratamiento de las aguas pluviales (por decantación de las materias en suspensión), de las aguas domésticas residuales, como tratamiento final de ciertos residuos industriales y mineros (para la transformación y el depósito de hierro y manganeso, en especial), o en zonas sensibles (bordes de ríos o lagos).

Los lechos de macrofitas o filtros vegetales.

Algunas instalaciones piloto han sido objeto de un seguimiento en profundidad. Estos estudios han demostrado que los buenos resultados en la depuración eran esencialmente debidos a la actividad de las colonias bacterianas fijadas en el sustrato granular. El papel de las plantas acuáticas es predominantemente mecánico. En verano proporcionan sombra, aíslan del hielo en invierno y mantienen la capacidad de infiltración por el movimiento de los tallos y el crecimiento continuo de los rizomas. La vegetación tiene también un papel gracias a la aportación de una cierta cantidad de oxígeno y de ácidos orgánicos en la zona de las raíces, con lo cual se favorece el desarrollo de las bacterias.

Estas plantas depuradoras necesitan una superficie menor que las lagunas: de 2 a 5 m² por habitante. Las aguas residuales no aparecen nunca en la superficie, hecho que permite la instalación de viviendas en sus cercanías (no hay contacto con aguas sucias, ni malos olores o mosquitos). Los filtros vegetales tienen también la ventaja de no producir lodos, hecho que permite no tener que afrontar los delicados problemas de su vertido y gestión.

Se pueden distinguir dos tipologías según la dirección del flujo:

- Los sistemas de circulación horizontal. Estos procedimientos fueron desarrollados en Alemania desde los cincuenta por el profesor Kickuth. Basta con un solo estanque. El suelo puede ser llano o ligeramente inclinado. El sustrato compuesto de grava, arena o de elementos cohesionantes está saturado de agua y contiene numerosas zonas anaerobias. La única aportación de oxígeno la realizan las plantas acuáticas. Estas plantas de tratamiento, cuando están bien concebidas y realizadas, alcanzan los mínimos exigidos por la normativa para la contaminación orgánica. Pero la reducción de sales minerales es muchas veces insuficiente: la nitrificación es limitada y la fijación de fosfatos depende de la masa filtrante. Estas depuradoras se usan para el tratamiento secundario o terciario de las aguas domésticas residuales, el tratamiento de ciertos residuos industriales o agrícolas y a veces, para las aguas lixiviadas. En general, son plantas depuradoras que requieren pocos cuidados.
- Los sistemas de circulación vertical. Durante los años cincuenta el doctor Seidel puso en funcionamiento este sistema de depuración basado en la utilización de carrizos y juncos, reproduciendo los fenómenos anfibios en los bordes de los pantanos. Este atractivo sistema, bautizado después con el nombre sistema de filtros vegetales, padece todavía un injustificado recelo por parte de los servicios de algunos países, especialmente Francia, donde el número de plantas depuradoras que utilizan el sistema de filtros vegetales se limita a algunas decenas, en un momento en que sus muchas posibilidades ya están perfectamente estudiadas y comprendidas.

Este sistema utiliza diversos estanques, normalmente alimentados de forma alterna por rotación o por vertidos puntuales. Esta alternancia facilita una mejor oxigenación del medio filtrante, formado por gravilla y/o arena. La oxigenación y la nitrificación resultan mejores que en los sistemas horizontales. En cambio, las dificultades de explotación son mayores (alternancia manual de los estanques), aunque quedan muy por debajo de las propias de una depuradora tradicional de fangos activados.

El agua se desliza libremente por gravedad natural entre los diferentes estanques, lo cual exige la preparación de una ligera pendiente. Cuando el subsuelo es permeable, el agua vuelta a tratar puede infiltrarse directamente en el acuífero. Su capacidad para recibir

cantidades importantes de materias en suspensión induce a utilizar esta técnica en el tratamiento primario de los vertidos domésticos y para el tratamiento de lodos procedentes de plantas de depuración (los lodos son deshidratados y retirados al cabo de algunos años después de ser mineralizados).

Estas depuradoras permiten una nitrificación intensa en tratamientos secundarios y terciarios de vertidos domésticos y sirven también para el tratamiento de ciertos vertidos industriales y agrícolas.

2.8 Humedales artificiales

Son sistemas de bajo costo diseñados y construidos para reproducir los procesos naturales de autodepuración que se dan en los humedales naturales en un ambiente más controlable, que generalmente remueven nutrientes nocivos.

Entre los procesos hidrológicos que se desarrollan en ellos está la recarga de acuíferos, cuando sus aguas descienden hasta las capas subterráneas. Las funciones ecológicas que desarrollan favorecen la mitigación de las inundaciones y de la erosión costera. Además, a través de la retención, transformación y remoción de sedimentos, nutrientes y contaminantes, cumplen un papel fundamental en los ciclos de la materia y en la calidad del agua.

Las características fundamentales de los humedales artificiales es que el medio esencial, aparte del sustrato, es el agua y la condición del agua presente como masa, de tipo léntico, en la que sus desplazamientos son lentos, lo que permite que se realice una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que en aguas loticas serían inviables.

Como ya se dijo, los humedales sustentan generalmente una rica biodiversidad, y en muchos casos constituyen hábitats para especies seriamente amenazadas. Por ser altamente productivos, pueden albergar poblaciones muy numerosas.

En los humedales artificiales dedicados al tratamiento de aguas residuales, es muy importante conocer el comportamiento de muchos elementos y compuestos de carácter contaminante o nutriente de las aguas y de la vegetación. Además exige la determinación de los parámetros característicos del agua residual del afluente y del efluente esperado, así como de los factores externos del sistema como son:

- DBO5 y sólidos totales del afluente.
- Nitrógeno en el afluente.
- Condiciones hidráulicas e hidrológicas del sitio.

-
- Especies vegetales factibles y adaptables a las condiciones climáticas y a las características del agua residual del afluente.
 - Detalles topográficos del sitio seleccionado para la construcción.

El diseño incluye dos aspectos para el dimensionamiento: uno de acuerdo al contaminante a eliminar y otro con respecto al funcionamiento hidráulico del sistema.

Los mecanismos de depuración que se dan en estos sistemas son complejos e incluyen procesos físicos, químicos y biológicos:

- Filtración a través de medios porosos y de sistemas de raíces (materia orgánica, sólidos en suspensión, microorganismos patógenos),
- Sedimentación de sólidos en suspensión, microorganismos patógenos,
- Precipitación de compuestos insolubles o coprecipitación con compuestos insolubles (nitrato, fosforo),
- Adsorción sobre el sustrato, según las características del soporte implantado o absorción por las plantas (nitrógeno, fosforo, metales),
- Oxidación y de reducción (metales),
- Mecanismos biológicos, debido al desarrollo bacteriano libre o fijo que permiten la degradación de la materia orgánica, la nitrificación en zona aerobia y la desnitrificación en zona anaerobia,
- Depredación microbiana de microorganismos patógenos,
- Desinfección por radiación UV.

Para los sistemas de agua libre, la depuración biológica se realizara por procesos aerobios cerca de la superficie del agua y eventualmente anaerobios cerca de los sedimentos en profundidad. El desarrollo de algas fijas o en suspensión en el agua aporta, gracias a la fotosíntesis, el oxígeno necesario a las bacterias depuradoras aerobias y fija una parte de los nutrientes (efecto lagunaje).

Uno de los aspectos fundamentales por los que en los últimos años se ha puesto mayor atención en la conservación de los humedales es su importancia para el abastecimiento de agua dulce con fines domésticos, agrícolas o industriales. La obtención de agua dulce se evidencia como uno de los problemas ambientales más importantes del futuro próximo; dado que el agua limpia está relacionada con el mantenimiento de ecosistemas sanos, la conservación y el uso sustentable de los humedales se vuelve una necesidad impostergable.

Tabla 23. Procesos naturales en un humedal artificial.	
Fase	Proceso
Acción bacteriana	Conversión y transformación de contaminantes. En la transformación aerobia de los residuos orgánicos se consume oxígeno. Se realizan también transformaciones de productos orgánicos tóxicos. Siempre se reduce la DBO.
Absorción de oxígeno	Si la lamina líquida del humedal no está en saturación del oxígeno disuelto, lo toma de la atmósfera, en una aireación natural.
Desorción de oxígeno	Es la situación contraria
Sedimentación	Se debe al movimiento lento del líquido, que hace que los sólidos en suspensión se depositen en el fondo. En ciertos casos se produce una floculación. En otros se producen turbulencias (en la entrada) que hacen que estos sólidos se distribuyan uniformemente por todo el humedal.
Degradación natural	La superficie de muchos organismos tiene un plazo limitado, por lo que gran parte de ellos muere pasado un período de tiempo en el humedal. Por otra parte, la acción fotoquímica provoca la oxidación de muchos componentes orgánicos.
Adsorción	Muchos contaminantes químicos tienden a unirse por adsorción con diversos sólidos lo que dependerá, en gran parte, de la cantidad y composición de estos presentes en la fase líquida en forma de suspensión. Esta adsorción se complementa después casi siempre con la posterior sedimentación.
Volatilización	Los contaminantes volátiles presentes en el líquido se transfieren a la atmósfera.
Reacciones	Aparte de las reacciones fotoquímicas que ya hemos indicado en la degradación natural, en el humedal existen fenómenos de hidrólisis, oxidaciones diversas, reducciones, etc.
Evaporación	Aparte de la volatilización de la desorción de oxígeno, muchos gases que se pueden aportar con el afluente se pueden evaporar, y lo mismo ocurre con parte de la masa del humedal, que puede ver reducido así su volumen.

Esto determina que los humedales son vulnerables a los impactos negativos de acciones que ocurren fuera de ellos. Por tal motivo, la conservación y el uso sustentable de los humedales debe desarrollarse a través de un **enfoque integrado** que considere los distintos ecosistemas asociados.

Existen varios tipos de humedales artificiales, cuyo modo de actuación, aún basándose en los mismos principios biológicos, es diferente según el tipo de flujo:

- Humedales de flujo superficial o libre
- Humedales de flujo subsuperficial
 - De flujo superficial vertical.
 - De flujo subsuperficial horizontal.

2.8.1 Tipo de flujo superficial o libre (FS).

En los sistemas de flujo superficial o libre (Figura 7) los macrófitos se encuentran parcialmente sumergidos en el agua. La profundidad de la lámina de agua varía de 0.10 a 0.45 m. La vegetación más utilizada es phragmites sp., Typha sp., Scirpus sp. O Carex sp. Estos sistemas son menos eficaces que los de flujo subsuperficial, porque no tienen medio de soporte (grava, arena) que participe en los mecanismos de depuración y, además, su funcionamiento se ve más afectado por las condiciones climáticas. En cierto modo, se puede considerar como una variación del lagunaje, denominándose en algunas ocasiones lagunas con macrófitos enraizados.

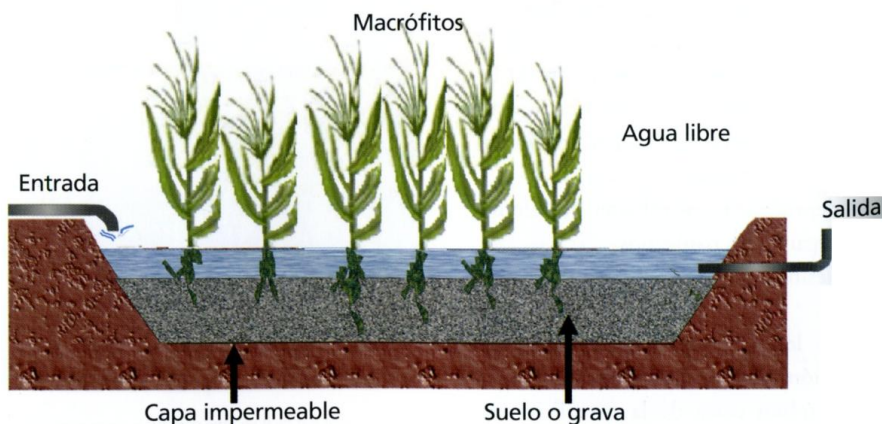


Figura 7. Humedal con flujo superficial

2.8.2 Tipo de flujo subsuperficial (FSS).

Adiferencia de los anteriores, en los sistemas de flujo subsuperficial el agua circula de manera subterránea a través de un medio poroso y de soporte (grava o arena). La vegetación se planta en el medio a razón de unas 4 unidades por m². Normalmente el material empleado es grava (\varnothing 2-15 mm) aunque a veces se usa suelo autóctono con o sin enmiendas. También se utiliza arena cuando el sistema trabaja como tratamiento terciario. Estos sistemas se clasifican según sea el sentido de circulación del agua, y así encontramos dos tipos de diseños: el vertical (Figura 8) y el horizontal (Figura 9).

- Sistema de flujo subsuperficial vertical (FSSV). En los sistemas de flujo subsuperficial vertical la alimentación de agua residual se realiza de manera intermitente a través de unas tuberías aéreas o de surtidores que se sitúan encima del lecho de grava o

arena. La profundidad del lecho suele ser de unos 80cm. El agua fluirá a través del medio poroso experimentando un tratamiento físico (filtración), químico (oxidación...) y biológico (biomasa fijada sobre soporte fino) y se recogerá en una red de drenaje situada en el fondo del lecho. La frecuencia de aplicación del agua residual se ha de calcular de manera que no quede agua en superficie procedente del riego anterior. Esta forma de gestionar el filtro favorece la entrada de oxígeno al interior del lecho filtrante, mediante el flujo pistón que se produce, ya que la lámina de agua procedente del riego empuja el aire que había entrado previamente al sistema y al mismo tiempo deja un espacio vacío detrás que se llenará también con aire. La aportación de oxígeno por las raíces de las plantas es, en este caso, despreciable.

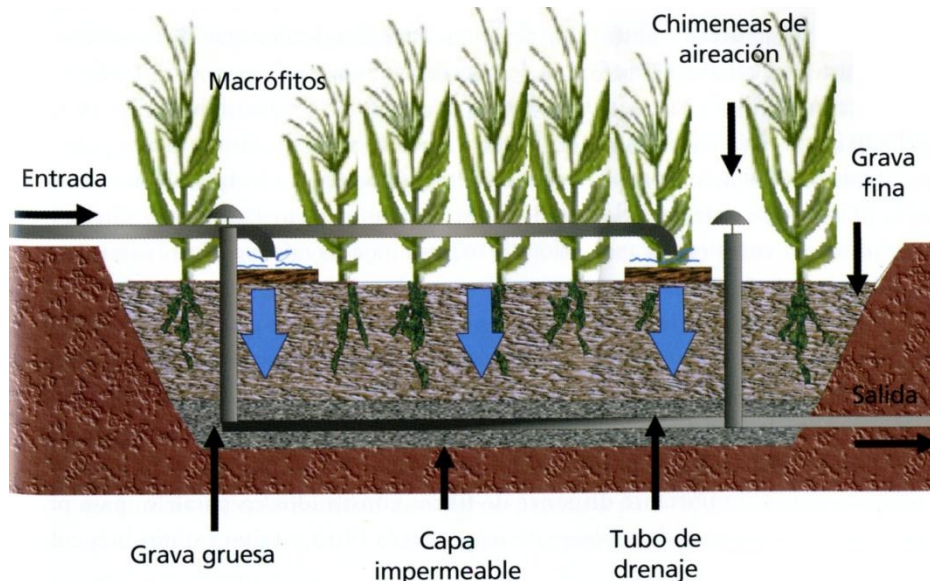


Figura 8. Humedal con Flujo Subs superficial Vertical

El principio depurador se basa pues en el desarrollo de una biomasa aerobia fijada sobre un medio poroso, es decir las bacterias responsables de la eliminación de la materia y de la nitrificación se encuentran en el biofilm o biopelícula que crece en la arena o grava del lecho. El sistema será pues aerobio con un aporte de oxígeno que procede de la convección y difusión. Para la correcta gestión de estos sistemas es importante disponer de filtros construidos en paralelo, para proporcionar un tiempo de reposo suficiente a cada filtro y evitar así posibles colmataciones.

- Sistemas de flujo subsuperficial horizontal (FSSH). En los sistemas de flujo subsuperficial horizontal la alimentación del agua residual se realiza a través de un distribuidor (normalmente un gavión o un tubo agujereado) y avanza lentamente por la parcela de manera horizontal y con flujo horizontal y con flujo básicamente de pistón, hasta que llega a la zona de salida. La profundidad del lecho varía habitualmente de 0.60 m en la entrada de la parcela hasta 1 m en la parte final, con una pendiente de 1% en la parte inferior de la parcela (Cooper et al., 1996). En este

punto existen unos tubos que regulan el nivel de la lámina de agua dentro del lecho siguiendo la ley de los vasos comunicantes. El agua a su paso por el lecho se pone en contacto con la biopelícula formada en las raíces de las plantas y en el material de soporte. Esta biopelícula, a diferencia de los filtros verticales, presentará características diferentes según la zona sea aeróbica, anaeróbica o anóxica (Figura 9). Este tipo de zona húmeda presenta características de limitación de oxígeno, porque la vegetación no puede aportar con las raíces la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la carga orgánica del agua residual, por lo que este sistema no es capaz de nitrificar de forma importante, aunque si desnitrificar.

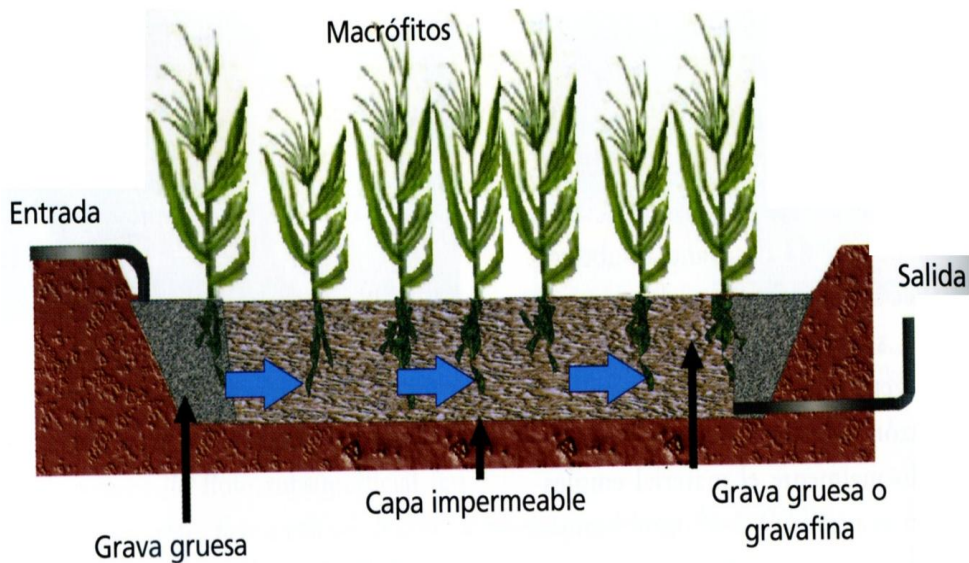


Figura 9. Humedal con Flujo Subsuperficial Horizontal

Tabla 24. Comparación entre los sistemas de FS y FSS	
Humedales de superficie libre de agua	Humedales subsuperficiales
Superficie libre de agua.	Lecho vegetal sumergido.
Flujo de circulación del agua en lámina libre sobre un lecho en el que enraízan los vegetales del humedal.	Flujo sumergido, a través de un medio granular.
Menor coste de instalación.	Hidráulica más complicada.
Hidráulica sencilla.	Tratamiento más eficaz.
Tienen gran parte de las propiedades de los humedales naturales.	Necesitan poco espacio.
Favorecen la vida animal.	Flujo aculto.
Las bajas temperaturas provocan descensos en el rendimiento.	Sin olores.
	Soporta bien temperaturas bajas.
	Algo mas caros que los de FS.
	Pocos problemas con la fauna.

En función del tipo de aguas residuales, de la aplicación que se quiera dar al humedal artificial, de las exigencias de la calidad del efluente y en función del proceso establecido,

más o menos complejo y mezclado con escorrentías, cascadas, lagunaje, reciclado y humedales múltiples, tendremos que realizar una preparación del líquido a procesar.

El uso de humedales artificiales en depuración de aguas, como se ha indicado repetidamente en esta obra, puede desarrollarse como tratamiento terciario o de refinado después de un proceso de depuración secundario más o menos convencional.

También puede utilizarse después de un primario o después de una simple sedimentación.

Puede aplicarse, finalmente, a aguas residuales crudas si el sistema es muy completo.

Tabla 25. Ventajas y/o inconvenientes de los humedales artificiales.	
Ventajas	Inconvenientes y/o limitaciones
Integración en el medio	Sensible a la temperatura. Sistemas no recomendables en zonas de climatología extrema con heladas frecuentes
Excelente eliminación de la materia orgánica y sólidos en suspensión	La superficie de diseño es mucho mayor que en los convencionales (especialmente los de flujo libre)
Con una construcción adecuada es poco susceptible a cambios de carga o caudal	Terreno: la pendiente debe ser inferior al 5%
Explotación simple.	Si la eliminación de sólidos en suspensión en el pretratamiento y/o en el tratamiento primario no es eficiente, puede haber colmatación (especialmente en los de flujo subsuperficial horizontal)
Las operaciones son básicamente trabajos de jardinería	
Los sistemas de flujo subsuperficial (en especial los verticales) requieren menos superficie que la mayoría de tratamientos naturales	Pocos factores de control durante la operación
En los sistemas de flujo subsuperficial los problemas de olores e insectos son mínimos	En los humedales de flujo libre puede producirse proliferación de mosquitos
Consumo energético mínimo o nulo	Mantenimiento poco explícito y conocido
Bajo coste de explotación y mantenimiento	
Baja producción de residuos	

El tamaño del humedal artificial puede ser un factor limitante, aunque debemos tener en cuenta que su superficie es muy reducida si se compara con algunos sistemas no convencionales de tratamiento de aguas residuales.

2.8.3 Dimensionamiento

En un humedal artificial se deben tener en cuenta los siguientes factores incidentes para su dimensión:

- Caudal del líquido a recibir.
- Características de ese líquido.
- Objetivos de la instalación del humedal.
- Sustrato apropiado.
- Selección de la vegetación a implantar.
- Condiciones ecológicas de la zona.
- Parámetros de diseño:
 - Tiempo de retención hidráulica.
 - Profundidad.
 - Figura geométrica.
 - Dimensiones.
 - Carga admisible de DBO₅.
 - Carga admisible de otros contaminantes.
 - Fluctuaciones de la carga hidráulica.

En función de estos factores, se puede expresar la superficie necesaria en l/día*m².

Las cifras oscilan, según diferentes autores, entre 9531 l/día*m² y 1725 l/día*m², aunque estos datos pueden variar en función del tipo de humedal, del clima y de la profundidad, entre otros parámetros.

Para sistemas diseñados con la reducción de DBO₅, se aplica la fórmula propuesta por la EPA para obtener el área mínima requerida:

$$A_s = \frac{Q(\ln C_0 - \ln C_e)}{K_t \cdot y_n}$$

Siendo:

A_s= superficie del humedal artificial, en m².

Q= Flujo afluente, en m³/día.

C₀= Promedio diario de DBO₅ en el afluente, en mg/l.

C_e= Límite de DBO₅ diaria que debe cumplir el efluente, en mg/l.

$$K_T = K_{20} (1.06)^{(T-20)}$$

Donde

$$K_{20} = 1.104d^{-1} \text{ a } 20^\circ \text{ C.}$$

y= profundidad inicial del humedal, m.
 n= porosidad del medio granular, adimensional.

La relación entre el área y el ancho sirve para estimar las dimensiones generales del ancho del humedal.

$$w = \frac{1}{y} \left(\frac{QAs}{mKs} \right)^{\frac{1}{2}}$$

Donde

w= ancho mínimo, m.
 y= profundidad inicial del humedal, m.
 Q= gasto, m³/s.
 As= superficie del humedal artificial, m².
 m= pendiente del humedal.
 Ks= conductividad hidráulica, m/día.

La conductividad hidráulica es un parámetro difícil de medir, debido a los múltiples factores que lo afectan. En la Tabla 26 se muestran las características básicas de los materiales de relleno utilizados para la construcción de humedales de flujo subsuperficial. Estos valores son tomados como guía para el cálculo y diseño de un humedal de flujo subsuperficial.

Tabla 26. Características del tipo de relleno			
Tipo de terreno	Tamaño efectivo D10 (mm)	Porosidad n (%)	Conductividad hidráulica Ks (m/d)
Arenas graduadas	2	28 -32	100 - 1000
Arenas gravosas	8	30 -35	50 - 5000
Gravas finas	16	35-38	1000 - 10000
Gravas medianas	32	36 - 40	10000 - 50000
Rocas pequeñas	128	38 - 45	50000 - 250000

La condición topográfica es que el área de instalación sea llana o con una pendiente ligera.

Los sistemas de superficie libre se basan en estanques horizontales o en canales también horizontales.

Los sistemas subsuperficiales necesitan disponer de una pendiente máxima del 1 al 2 % (mejor del 1% o inferior)

Ante esta situación, podemos llegar a instalar el sistema en cualquier terreno, o casi, pero con un condicionante económico importante, pues a mayor pendiente mayores movimientos de tierra habrá que realizar, con el consiguiente sobrecosto.

En general se puede admitir cualquier terreno con pendiente inferior al 6%.

El tiempo de retención hidráulico se estima con la siguiente expresión:

$$TRH = \frac{A_{syn}}{Q}$$

Donde:

TRH= tiempo de retención hidráulico, días.

As= área del humedal, m².

y= profundidad del humedal, m.

n= porosidad del humedal, adimensional.

2.8.4 El papel de las plantas en los humedales artificiales

La vegetación a implantar en los humedales artificiales es un factor fundamental para obtener rendimientos óptimos en la depuración de aguas residuales.

El tratamiento se basa en gran parte en las actuaciones de la vegetación, y es por ello por lo que la selección de las especies vegetales más apropiadas a cada caso cobra la mayor importancia.

Existe actualmente una gran discusión sobre el papel real de la vegetación en los sistemas de humedales artificiales, especialmente en los de flujo subsuperficial.

No obstante, todo el mundo coincide en su importancia en el mantenimiento de la biodiversidad y en su alto valor paisajístico.

Adicionalmente las plantas desempeñan diversas funciones que ayudan a la depuración de las aguas, como son:

- Ejercer de medio de soporte de la biopelícula,
- Reducir la velocidad del agua aumentando el tiempo de retención hidráulico,
- Actuar como aislante térmico,
- Airear la rizosfera,
- Mantener a largo plazo de conductividad hidráulica del lecho filtrante.

Existen diversas especies vegetales que son susceptibles de ser utilizadas en humedales artificiales para la depuración de las aguas, de las cuales habrá que elegir las más útiles en función de diversos factores.

Tabla 27. Especies de posible uso, pero con precauciones por peligro de invasión

Plantas emergentes	Plantas sumergidas	Plantas flotantes
Scirpus sp.	Posibles pero con peligro de invasión	Posibles pero con peligro de invasión
Eleocharis palustris Roem et Schu	Myriophyllum sp.	Eichhornia crassipes
Glyceria declinata Breb.	Elodea sp.	Salvinia sp.
Eleocharis parvula Link	Egeria sp.	Spirodela polyrhiza Schleiden
Eleocharis uniglumis		Lagrosiphon sp.
Glyceria fluitans R. Br.		Pistia sp.
Glyceria plicata Fries		Azolla filiculoides Lam.
Posibles pero con peligro de invasión		Azolla caroliniana Willd
Glyceria sp.		Wolffia arrhiza Horkel
Scirpus sp.		Hydrocotyle vulgaris L.
Eleocharis sp.		Hydrocotyle natans Cyr.
Typha sp.		
Canna flacida		
Colocasia esculenta Schott		
Colocasia antiquorum Schott		

Tabla 28. Posibles plantas emergentes para la construcción de un sistema de tratamiento por humedales

Nombre común	Nombre científico
Carex spp.	Sedges
Cladium jamaicense	Sawgrass
Eleocharis spp.	Spikerushes
Elodea spp.	Waterweeds
Glyceria spp.	Manna Grass
Juncus spp.	Rush
Nyssa spp.	Tupelo
Panicum spp.	Maidencane
Pragmites australis	Reed
Pontederia cordata	Pickerelweeds
Potamogeton spp.	Pondweed
Sagittaria a spp.	Arrowheads
Scirpus spp.	Bulrush
Sparganium spp.	Burreeds
Sphagnum spp.	Mosses
Taxodium distichum	Bald Cypress
Typha spp.	Cattails
Utricularia spp.	Bladderworts

Tabla 29. Especies básicas recomendables para humedales artificiales						
Plantas emergentes	Plantas sumergidas	Plantas flotantes	Briofitos (musgos)	Algas		Pteridofitos (helechos)
Scirpus validus	Ceratophyllum submersum L.	Lemna trisulca L.	Polytrochum sp.	Verdes	Azules	Equisetum sp.
Scirpus lacustris lacustris				Microspora sp.	Anabaena sp.	Isoetes lacustris L.
Scirpus lacustris tabernaemontani C.C.	Ceratophyllum demersum	Lemna gibba L.	Mnium cinclidioides	Enterorpha intestinalis	Anacystis sp.	
		Lemna minor L.			Spirulina sp.	
Scirpus pungans Vahl.	Miriophyllum spicatum L.	Potamogeton natans L.	Hüb.	Chaetophora sp.	Oscillatoria	
Phragmites australis Trin.			Sphagnum squarrosum Crome	Stigeoclonium tenue	Phormidium	
Typha latifolia L.	Miriophyllum verticillatum L.	Potamogeton gramineus L.	Sphagnum palustre L.	Bulbochaete sp.	Microcystis	
Typha domingensis Stend.				Cladophora sp.	Nostoc sp.	
Lythum salicaria L.	Miriophyllum Alterniflorum DC.	Polygonum amphibium L.	Sphagnum palustre L.	Chorella sp.	Diatomeas	
Sparganium erectum L.					Chlorococcum sp.	Navicula sp.
Phalaris arundinacea L.		Nuphar lutea Sibth. Et Sm.	Tortella sp.	Micractinium sp.	Melosira sp.	
Iris pseudacorus L.	Zannichellia palustris L.		Scorpidium scorpioides Limpr.	Selenastrum sp.	Diatoma sp.	
Carex riparia Curt.				Sphaerocistis sp.	Cyclotella sp.	
Carex vesicaria L.	Elodea canadensis Mich.			Carteria sp.	Nitzschia sp.	
Carex paniculata				Chlorella sp.	Fragilaria sp.	
Lycopus europaeus L.				Euglena sp.	Surirella sp.	
	Potamogeton lucens L.			Phacus sp.		
				Scenedesmus sp.		
	Potamogeton crispus L.			Volvox sp.		
				Pandorina morum		
	Potamogeton pectinatus L.			Oedogonium sp.		
				Pediastrum sp.		
	Trapa natans L.			Oocystis sp.		
	Hottonia palustris L.			Conjugadas		
				Closterium sp.		
				Cosmarium sp.		
				Spirogira sp.		

2.8.5 Eliminación de metales

Los factores fundamentales de eficacia en la eliminación de metales por un humedal artificial son los siguientes:

- Temperatura del líquido.
- Tiempo de retención.
- Características del afluente.
- Forma de circulación del líquido por el humedal.
- Capacidad de sustrato de retención de metales.
- Intensidad de retención de los metales según zonación vertical.
- Capacidad de los hidrofitos de captación.
- Intensidad de intercambio catiónico.
- Capacidad de la materia orgánica de absorción de los metales.
- Intensidad de formación de sulfuros insolubles.
- Intensidad de formación de óxidos insolubles.
- Características de insolación de la zona.

La utilización de plantas acuáticas ha sido desarrollada como un tratamiento secundario o terciario alternativo de aguas residuales, y ha demostrado ser eficiente en la remoción de una amplia gama de sustancias, orgánicas así como nutrientes y metales pesados (Novotny and Olem, 1994).

El mecanismo mediante el cual la planta saca del agua residual el contaminante es el siguiente: las plantas acuáticas, que constituyen la base de la tecnología de los humedales, tienen la propiedad de inyectar grandes cantidades de oxígeno hacia sus raíces. El aire que no es aprovechado por la especie y que ésta expelle es absorbido por microorganismos, como bacterias y hongos, que se asocian a la raíz y se encargan de metabolizar los contaminantes que entran al sistema (Novotny and Olem, 1994).

La depuración de aguas residuales con plantas acuáticas enraizadas, es otro sistema que utiliza plantas del tipo halófitas, que se caracterizan por vivir en aguas poco profundas arraigadas en el suelo, cuyos tallos y hojas emergen del agua, pudiendo llegar hasta los 2-3 m de altura. Las especies que son utilizadas con este fin son: Ciperáceas (ej. Junco de laguna), Gramíneas (ej. Hierba del maná, carrizo), Iridáceas (ej. Lirio amarillo, espaldaña fina), Juncáceas (ej. Juncos), Tifáceas (ej. Eneas, espaldañas). Las especies del género Tifáceas toleran bajos pH y son capaces de acumular en sus tejidos altas concentraciones de metales pesados, por lo que se pueden usar en minería (Novotny and Olem, 1994).

En general, el sistema de tratamiento de aguas residuales consiste en el paso sucesivo del agua residual previamente decantada, por una serie de canales con lecho artificial de grava o arena en los que se desarrollan las plantas. Los canales deben ser de 2-4 m de ancho, 0.5-1 m de profundidad y 100 m de longitud, por los cuales el agua residual fluye horizontalmente inundando el sustrato.

Gramíneas del género *Phragmites* sp, y tifáceas como la *Typha* sp, son las plantas acuáticas más utilizadas, cosechándose sólo la parte aérea 1 vez al año. El sustrato debe remplazarse cada 10-15 años ya que queda totalmente obstruido por lodos y residuos. No se elimina el fósforo pues no se produce adsorción (Metcalf y Eddy, 1995).

Otro sistema de depuración con plantas enraizadas consiste en la creación de un sustrato poroso de alta conductividad hidráulica, en el cual se favorece la actividad microbiana y por lo tanto se optimiza la degradación de la materia orgánica del agua residual. Este sustrato está formado por el suelo rizomas-raíces, conjunto a través del cual el agua fluye, manteniéndose siempre su nivel por debajo de la superficie. Los canales se construyen con poca profundidad (0.5-0.6 m) y con pendiente de 2-8% para que el agua escurra. Su longitud es variable la cual dependerá del cálculo de las secciones. La especie acuática que mejor funciona es *Phragmites* sp debido a su mayor profundidad de enraizamiento frente a sus similares (Novotny and Olem, 1994). En el sistema de enraizamiento no se recomienda cosechar la biomasa en ningún momento, pues así se evita el daño a los rizomas y la compactación del suelo que causarían los equipos de recolección del material.

En cuanto a la recuperación y usos de la biomasa, que si no se maneja adecuadamente puede transformarse en un problema. En la literatura (Novotny and Olem, 1994; Moore et al., 1995; Metcalf y Eddy, 1995) se indican los posibles usos de los desechos vegetales que se generan en los sistemas de tratamiento de aguas residuales con plantas acuáticas. Señalan que ésta se puede incorporar como fertilizante incorporado directamente sobre la tierra o mediante composto, o bien usarla en la manufactura de cartón (incorporaciones de fibras de Jacinto acuático en la suspensión de fibras de celulosa), en la producción de combustible, usando material seco y liviano en la forma de briquetas y mediante gasificación de la biomasa para la producción de biogás. También como material absorbente de colorantes y metales pesados.

De acuerdo a lo encontrado por Burk et al. (2000), es importante mencionar que las plantas acuáticas acumulan gran cantidad de metales pesados en sus tejidos como mercurio (Hg), cadmio (Cd), plomo (Pb), arsénico (As), cromo (Cr), los cuales son liberados posteriormente al medio pudiendo causar problemas en el suelo y en la cadena alimentaria de los humedales. Esto implica la remoción de estas plantas después de un

cierto tiempo a fin de no provocar problemas de contaminación en estos ecosistemas, no afectando de este modo la recuperación del humedal.

En otra investigación, Otto et al.(1999) encontraron que la vegetación tiene una fuerte influencia en la retención de N en humedales, ya sea por absorción directa en los tejidos de las plantas o por desnitrificación provocada por microorganismos. Ellos trabajaron con las especies *Lythrum salicaria* L., *Phragmites australis* y *Typha angustifolia* L.

Roston et al. (2001) estudiaron el comportamiento de las macrófitas *Typha* sp y *Eleocharis* sp en un sistema de depuración de aguas residuales asociado con un reactor anaerobio. Los resultados de los dos primeros años de funcionamiento mostraron que hubo una reducción entre el 90 a 97% de SS y entre 60 a 85% de la DQO, para un caudal de 200 L/d. Se observaron algunos problemas en el crecimiento de *Eleocharis* sp. Cuando el caudal fue aumentado a 400 l/d, hubo un reducción entre 73 a 97% de SS y entre 67 a 97% de DQO. En las pruebas con 600 l/d, los SS se redujeron entre 60 a 80%, mientras que la DQO entre 55 a 60%.

Ye et al. (1997) demostraron que *Phragmites australis* es capaz de tolerar soluciones de hasta 1 mg/ml de Zn y 10 mg/ml de Pb en aguas residuales contaminadas con metales pesados.

Windham et al. (2001) encontraron que las especies *Spartina Alterniflora* y *Pragmites australis* pueden atrapar en sus tejidos una buena parte del metal plomo. Estos investigadores señalan que la mayor concentración de metal se encontró en las hojas de *S. alterniflora*, en cambio la especie *P. Australis* concentra el plomo en sus tallos. Ellos establecen que por este hecho *P. Australis* resulta mejor que *S. alterniflora* para su posterior manejo y disposición, pues el tallo soporta mejor la descomposición que los tejidos de las hojas y demora mas en liberar el metal antes de ser enterrado o quemado, siendo más seguro para el medio ambiente.

La fitofiltración con helechos puede purificar el agua que ha sido contaminada con arsénico, de acuerdo con una reciente investigación (Huang et al., 2004). Un equipo de científicos de los Estados Unidos ha encontrado que las especies de helechos llamadas *Pteris vittata* pueden aspirar el arsénico fuera del agua contaminada, reduciendo los niveles de arsénico de 200 mg/l cerca de 100 veces en un lapso de 24 horas. A diferencia de otras estrategias para la remoción de arsénico, la fitofiltración no produce un lodo químico rico en arsénico, el cual es difícil de disponer. En su lugar, exprimiendo en prensas la savia de las plantas se remueven tres cuartos de arsénico, que pueden ser extraídos para aplicaciones industriales.

Otras investigaciones con humedales artificiales para tratar aguas residuales domiciliarias, señalan una buena remoción de DBO, Coliformes fecales y amonio (University of South Alabama, 2002). Estos sistemas pueden incluir especies ornamentales, que además de embellecer el entorno, mantiene libre el aire de malos olores y atraen a insectos polinizadores y aves.

Machate et al (1999) condujeron una investigación para tratar efluentes industriales (aguas contaminadas con petróleo y nitrato) por medio de humedales artificiales con dos especies de macrófitas (*Typha* spp y *Scirpus lacustris*). En tres meses de estudio los resultados mostraron que hubo una remoción de PAH entre 98.8 y 1914 mg/m² d. Los análisis mostraron que el 0.4% de PAH quedó retenido en el sustrato. La eficiencia de remoción del nitrato fue 91% y del nitrito 97%. En otra investigación conducida por Huddleston et al. (2000) se demostró que los humedales artificiales a base de *Typha latifolia* plantada sobre un lecho arenoso y un TRH de 48 hr, pueden reducir hasta un 80% la DBO y 95% el NH₃-N contenido en efluentes provenientes de una refinería de petróleo. Kietlinska et al. (2005) encontraron altas tasas de remoción de nitrógeno en su forma amoniacal en humedales artificiales especialmente construidos para esos propósitos. Por su parte, Gasiunas et al. (2005) lograron tasas de remoción para nitrógeno total y fósforo de 37-44% y 2 mg/l, respectivamente, desde aguas residuales domiciliarias.

Se han realizado estudios para tratar los efluentes ácidos de actividades mineras. Demchik and Garbutt (1999) señalan que este tipo de efluentes ha impactado fuertemente a lo largo de más de 3200 km de cursos de ríos en el oeste de Virginia, Estados Unidos. Debido a esto, ellos estudiaron la efectividad de dos poblaciones de la macrófita *Scirpus cypericus* (L.) Kunth, por ser muy abundante en humedales naturales de la región, y construyeron un sistema artificial. Los resultados indicaron que el pH del agua residual aumentó de 2.8 (típico del efluente) a 4 ó más. Las plantas crecían mejor cuando el pH era superior a 4. En general las plantas mostraron bajo potencial para atrapar metales pesados, pues se afectaba la raíz. Una población mostró un mayor crecimiento aéreo sugiriendo una mayor habilidad para crecer en este tipo de ambientes. Los autores concluyeron que hay un potencial para probar distintos genotipos de *S. cypericus* para aumentar el rendimiento en la depuración de aguas residuales de actividades mineras.

En este mismo sentido, Mays and Edwards (2001) compararon la efectividad de dos tipos de humedales (uno artificial y otro natural, conteniendo especies de *Typha latifolia*, *Juncus Effusus*, y *Scirpus cypericus* para tratar los efluentes ácidos de actividades mineras. Encontraron que los humedales artificiales aceptaron mayores cargas de contaminantes y tuvieron mayores eficiencias en la remoción de Mn, Zn, Cu, Ni, B, y Cr.

Por su parte, Pzzolesi et al. (1998) determinaron el secuestro de nutrientes por parte de las macrófitas *Typha domingensis* Pers. y *Persicaria pensylvanica* en un humedal marino natural, donde se recibieron efluentes de actividades agrícolas y aguas residuales ya tratadas por sistemas de depuración secundarios. Los resultados permitieron concluir que el sistema funcionó bastante bien como receptor de aguas residuales, donde ambas especies de macrófitas resultaron efectivas en atrapar N, P, Cu, y Fe. Al comparar ambas especies, se observó que *T. domingensis* concentraba mayores niveles de contaminación que *P. pensylvanica*.

En conclusión, y a la luz de los antecedentes estudiados, se puede afirmar que la técnica del tratamiento de aguas residuales es una excelente alternativa frente a los tradicionales métodos desarrollados por el hombre en los últimos años, presentando claras ventajas desde el punto de vista ambiental y económico, especialmente si se trata de remover metales pesados.

III. Descripción de la ciudad de Chilapa de Álvarez

3.1 Localización

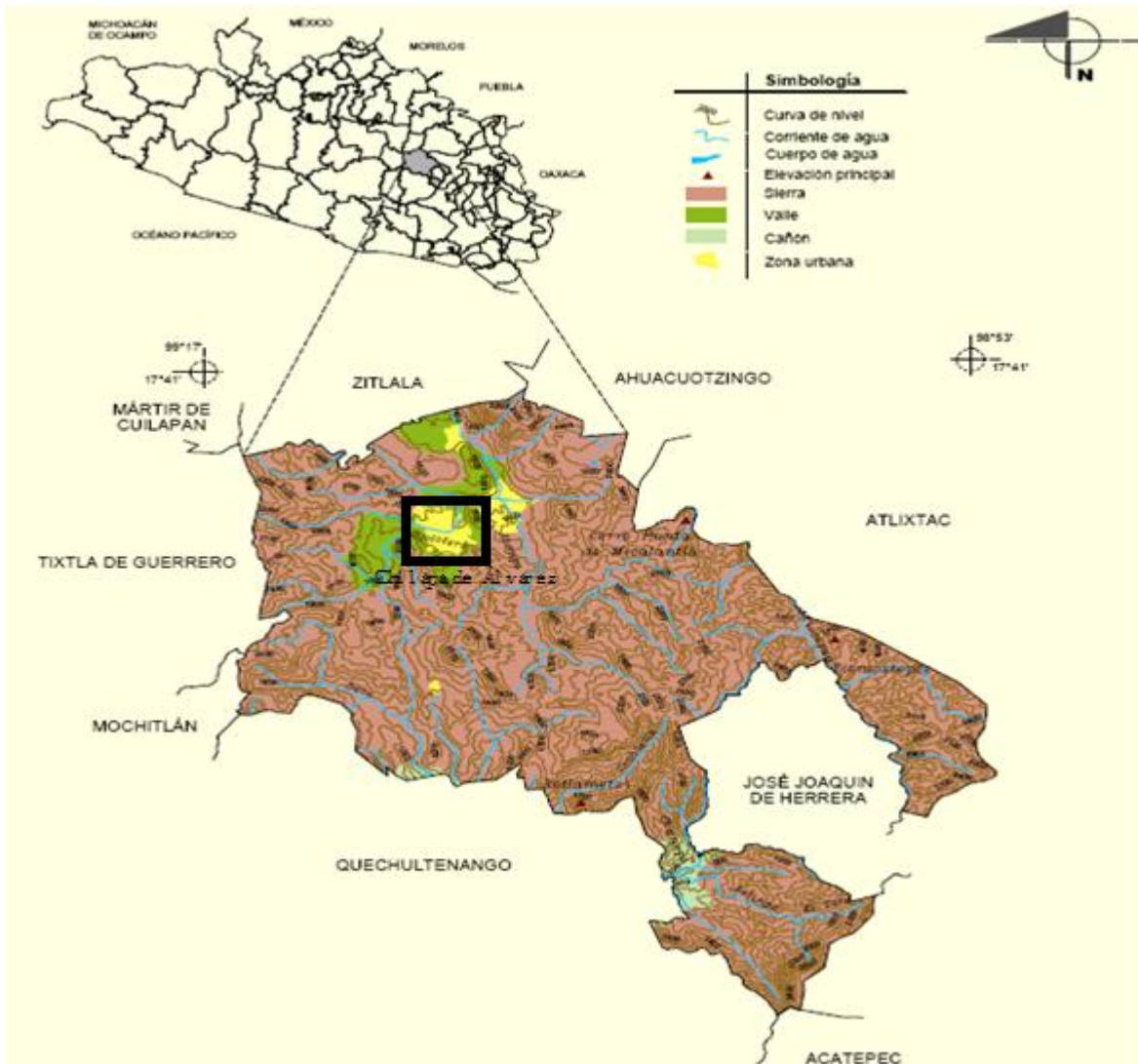


Figura 10. Localización

El municipio de Chilapa se encuentra ubicado al este de Chilpancingo, en la Región Centro del Estado, entre los paralelos 17°18' y 17°41' de latitud norte y los Meridianos 98°53' y 99°17' de longitud oeste; altitud entre 600 y 2600 m.

Colinda al norte con los municipios de Zitlala, Ahuacuotzingo y Atlixac; al sur con los municipios de Atlixac, Acatepec y Quechultenango; al este con los municipios de Atlixac

y José Joaquín de Herrera; al oeste con los municipios de Quechultenango, Mochitlan, Tixtla de Guerrero, Mártir de Cuilapan y Zitlala.

La localidad de Chilapa de Álvarez está situado en el Municipio de Chilapa de Álvarez. Se halla aproximadamente a 54 kilómetros de Chilpancingo, capital del Estado de Guerrero, sobre la carretera federal a Tlapa. Su altura es de 1,300 metros sobre el nivel del mar. Actualmente la población es de aproximadamente 33,500.00 habitantes

3.2 Toponimia

La palabra Chilapa proviene del vocablo náhuatl chilapan, que significa “Chilar en el agua”. También existen otras versiones como la que dice que se deriva del vocablo chilapan, de chilli: rojo; atl: entre agua y río; y pan: lugar, que significa “en el río rojo”.

3.4 Hidrografía

El municipio es atravesado en su zona central, por el parteaguas de la vertiente norte la sierra Madre del Sur; las corrientes se encuentran divididas en dos. Las que van hacia la vertiente externa del Pacífico, su principal corriente es el río Xiloxuchicán - San Ángel; y las que van hacia la vertiente interna del río Balsas, su principal corriente es el río Atzacaloya - Acatlán.

3.5 Clima

En el municipio predominan tres tipos de clima: El subhúmedo-cálido, subhúmedo-templado y el subhúmedo-semicálido.

La temperatura media anual es de 19º C, siendo en los meses de abril y mayo cuando se presentan las más altas temperaturas, llegando incluso a los 35ºC a la sombra.

El período de lluvias abarca los meses de mayo a septiembre, alcanzando en las partes altas una precipitación pluvial de 1,400 mm, descendiendo gradualmente hasta un mínimo de 900 mm. Los vientos predominantes son de sur a norte y de este a oeste.

3.5 Principales Sectores, Productos y Servicios

3.5.1 Agricultura

Siendo la población rural la de mayor densidad en el municipio, la actividad agropecuaria es prioritaria.

El 90% de los terrenos cultivados son destinados a maíz y frijol, con ello, se ha logrado la superación de la etapa de subsistencia, llegando al autoabastecimiento. La utilización de fertilizantes químicos y el control paulatino de las plagas, han ocasionado que la producción de estas gramíneas se haya incrementado en 100% en relación a las cosechas obtenidas en la década de los ochentas.

Los cultivos de ajo y cebolla en la región de Atzacaloya y de camote en la región de Acatlán han tenido también un incremento del 100% en función del mismo período.

El cultivo de col, lechuga, rábano, garbanzo se lleva a cabo en distintas poblaciones aguas abajo del río Ajolotero.

Por el contrario, el cultivo del garbanzo se ha visto disminuido en su área de cultivo debido a la enfermedad de la roya. Asimismo, el cultivo del jitomate se ha circunscrito a áreas bien determinadas como lo son las márgenes del río Atempa y Ajolotero en su parte occidental, así como la planicie de Pantitlán, y aunque la producción excede la demanda interna, su cultivo se ha visto incrementado comercializándolo principalmente en Chilpancingo y Acapulco.

3.5.2 Ganadería

Este rubro por requerir de espacios adecuados se ha visto restringido en su crecimiento, no obstante existe una ganadería bovina a nivel doméstico entre los pobladores rurales, y algunos establos a nivel urbano que satisfacen en un 50% las necesidades de carne y leche entre la población, ante lo cual, la iniciativa privada introduce ganado de otras regiones del Estado, principalmente para el consumo de carne.

El ganado porcino por ser criado tradicionalmente en forma doméstica, sin mayores inversiones que los generados por los desperdicios alimenticios así como por la compra de lechones, satisface al 90% la demanda de estos productos.

3.5.3 Industria

La actividad industrial se circunscribe al área urbana y se refiere a la fabricación de artículos de palma, como bolsas y sombreros; a la industria talabartera, principalmente en cuanto a la fabricación de huaraches, correas de piel, etc. También se han instalado dos fábricas de lámina de cartón y manguera para riego.

Merece mención especial la tradicional y legendaria industria del rebozo que a finales del siglo XIX y hasta la primera mitad del siglo XX constituyera la principal fuente de ingresos de los chilapenses; hoy día, se ha visto disminuida de manera sustancial, sin embargo, aún persisten algunos fabricantes de esta prenda de vestir orgullo del pasado reciente de este pueblo; en la periferia de la ciudad se encuentran varias fábricas de tabique y tejas. Es de destacarse la explotación de los ricos yacimientos de cantera y mármol.

3.5.3 Salud

En la cuestión salud, al recoger datos en la Secretaría de Salud de Chilapa de Álvarez nos podemos dar cuenta que se tienen registrados casos de enfermedades posiblemente causados por la contaminación del agua usado para riego de cultivos de legumbres en las afueras de la Cd.

En las tablas siguientes observaremos la cantidad de enfermedades registrados durante el año 2009.

Tabla 30. Casos nuevos de enfermedad 2009	
Secretaría de Salud	
Dirección General de Epidemiología	
De la Semana 1 Hasta la Semana 52 del 2009	
Diagnóstico	Casos Acumulados
Amebiasis intestinal	24
Ascariasis B77	33
Infecciones Intestinales Por Otros	374
Intoxicación Alimentaria Bacteriana	1
Paratifoidea Y Otras Salmonelosis	1
Shigelosis A03	10

IV. Propuesta de diseño del Sistema de Tratamiento de Agua Residual

4.1 Métodos para determinar la calidad de las aguas

En la actualidad se usan diferentes técnicas para evaluar la concentración de compuestos y determinar la calidad de las aguas.

Los compuestos carbonados sirven de alimento a los microorganismos aerobios; el nitrógeno oxidado (nitritos, nitratos, amoníaco), es utilizado por las nitrobacterias y nitrosomonas. Estas reacciones pueden, en un medio pobre en O_2 a expensas no sólo de los nitratos y nitritos, sino de los sulfatos, dando lugar a sulfuro de hidrógeno.

Los métodos basados en el carbono, denominador común de la materia orgánica, son los más desarrollados, aunque precisan de una instrumentación algo compleja. Las ventajas que presentan es la de ser aplicables a todos los compuestos orgánicos, por lo que permiten apreciar completamente la contaminación, sobre todo en presencia de compuestos difícilmente oxidables.

A continuación se describen algunos métodos.

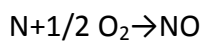
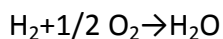
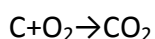
a) Carbono orgánico total (COT)

Es un indicador de los compuestos orgánicos, fijos o volátiles, naturales o sintéticos, presentes en las aguas residuales (celulosa, azúcares, aceites..., etcétera). Su medida facilita la estimación de la demanda de oxígeno ligada a los vertidos y establece una correlación con la DBO (demanda bioquímica de oxígeno) y la DQO (demanda química de oxígeno). En presencias nitrogenadas, la medida del COT está menos sujeta a interferencias por dichas sustancias que la medida de la DTO (demanda total de oxígeno).

Este indicador también puede aplicarse a las aguas naturales.

b) Demanda total de oxígeno (DTO)

La demanda total de oxígeno mide el consumo de oxígeno según las siguientes reacciones químicas, que se desarrollan por combustión catalítica de la materia orgánica:



En las mismas condiciones, los compuestos azufrados se oxidan, dando SO_2 y SO_3 , en una relación fija.

c) Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La DBO expresa la cantidad de O_2 necesaria para biodegradar (degradación por microorganismos) las materias orgánicas. Este parámetro ha sido objeto de continuas discusiones; sin embargo, mejorando y precisando las condiciones del pH de la temperatura, y de la salinidad, constituye un método válido de estudio de los fenómenos naturales de degradación de la materia orgánica. Las dificultades de aplicación de interpretación de los resultados y de reproducción, son inherentes al carácter biológico del método.

- La DBO, en la práctica, permite apreciar la carga del agua en materias putrescibles y su poder autodepurador, y de ello se puede deducir la carga máxima aceptable. Este indicador se aplica principalmente en el control del tratamiento primario en las estaciones depuradoras.

Para la determinación o cálculo de la DBO se utilizan dos grupos de métodos:

- Métodos de dilución
- Métodos instrumentales

d) Autoconsumo de oxígeno en 48 horas

El contenido de O_2 en el agua se mide inmediatamente después de la toma de la muestra y transcurrido un tiempo de incubación de 48 horas. La diferencia entre las dos medidas corresponde al consumo de oxígeno.

e) Demanda química de oxígeno (DQO)

Ciertas sustancias presentes en las aguas residuales, al verterse en un curso de agua, captan parte del oxígeno existente debido a la presencia de sustancias químicas reductoras. Estas necesidades de O_2 , al margen de todo proceso biológico, se denominan “Demanda Química de Oxígeno” o DQO.

La medida de la DQO es una estimación de las materias oxidables presentes en el agua, cualquiera que sea su origen orgánico o mineral (hierro ferroso, nitritos, amoniaco, sulfuros y cloruros). Es un test particularmente útil para apreciar el funcionamiento de las estaciones depuradoras. Este indicador no es fiable en presencia de cloruros.

f) Nitrógeno total

El nitrógeno orgánico presente en el agua se encuentra formando parte de compuestos tales como proteínas, polipéptidos y aminoácidos.

El método Kjeldahl permite la transformación en amoníaco de los compuestos de origen biológico citados anteriormente, pero no la de los compuestos nitrogenados de origen industrial (oximas, hidracina y derivados semicarbamatos..., etc.), ni el nitrógeno procedente de los nitritos y nitratos. Para determinar estos últimos hay que practicar una reducción en medio alcalino.

El nitrógeno total es la suma del nitrógeno presente en los compuestos orgánicos aminados y en el amoníaco.

El nitrógeno orgánico se calcula por la diferencia entre el nitrógeno total y el nitrógeno amoniacal:

$$N_2 \text{ orgánico} = N_2 \text{ total} - N_2 \text{ amoniacal}$$

g) Nitrógeno amoniacal

Se han desarrollado diversos métodos analíticos para determinar la concentración de iones amonio en el agua.

En general, para las aguas superficiales, para las aguas destinadas al uso doméstico y para las aguas residuales poco cargadas, se utiliza cualquiera de los siguientes métodos:

- Azul de indofenol
- Ionométrico
- Microdifusión
- Flujo continuo

Para aguas muy cargadas se utilizan métodos volumétricos.

h) Determinación de nitritos

Según el origen de las aguas su contenido en nitritos varía, y el método utilizado para su determinación es distinto. Así, para aguas con contenido en NO_2 superior a $50 \mu\text{g/L}$ se emplea el "método del reactivo de Zambelli". Para contenidos inferiores a $50 \mu\text{g/L}$ el "método de la sulfanilamida" presenta mayor sensibilidad.

Los análisis bacteriológicos ponen de manifiesto la presencia de bacterias que alteran y modifican la aptitud de un agua para un determinado uso. Estas modificaciones, complejas, pueden ser favorables o desfavorables según la finalidad de uso prevista. Así, la presencia de la bacteria *Salmonella typhi* asociada a las materias fecales, hace inaceptable el agua para usos de orden higiénico-sanitarios, pero en cambio y debido a otras bacterias

que facilitan la destrucción de la materia orgánica y que generalmente la acompañan, aumenta la capacidad autodepuradora del agua. Estos indicadores se aplican principalmente en el control de la calidad del agua destinada a usos domésticos (higiene, alimentación) y sanitarios. También se emplean frecuentemente en las aguas canalizadas (bacterias sulforreductoras).

El control bacteriológico de la calidad higiénico-sanitaria del agua se realiza mediante:

- Investigación de bacterias patógenas.
- Determinación de bacterias de origen fecal.
- Determinación de bacterias exógenas.

El número de bacterias patógenas para el hombre y para los animales presentes en el agua es muy reducido y difícil de determinar. Por ello, y dado que la mayoría de dichos gérmenes patógenos viven en el intestino del hombre y de los animales de sangre caliente, la detección de una contaminación fecal constituye una excelente señal de alarma.

a) Organismos responsables de la contaminación fecal

- Indicadores básicos. Se consideran organismos exclusivamente fecales, *Escherichia coli*, coliformes fecales y estreptococos fecales. El valor indicador de cada uno de ellos no es el mismo, hecho que hay que considerar en el momento de interpretar los exámenes bacteriológicos. Del mismo modo la técnica de estudio varía de unos grupos a otros.

Para la determinación de los coliformes en el agua se utilizan dos métodos:

- Colimetría en medio líquido.
- Colimetría en medio sólido.

Bajo la denominación general de *Streptococcus* fecales se entiende el conjunto de *Streptococcus* que poseen la sustancia antigénica característica del grupo D de Lancefield, es decir: *Streptococcus faecalis* (y sus variedades *liquefaciens* y *zymogens*), *Streptococcus faecium*, *Streptococcus durans*, *Streptococcus bovis* y *Streptococcus equinus*.

Esta determinación evidencia un grupo de bacterias anaerobias caracterizadas por la resistencia de sus esporas y por poseer un contenido enzimático capaz de reducir los sulfitos a sulfuros. Un indicador de la posible contaminación fecal es la presencia de la bacteria *Clostridium perfringens*; al presentarse tanto en un hábitat fecal como telúrico, su presencia no constituye una prueba absoluta de contaminación fecal.

-
- b) Determinación de bacteriófagos. En el agua se encuentran dos tipos de bacteriófagos que afectan a su calidad:
- Los bacteriófagos fecales: como indicadores de la presencia de éstos, se utilizan algunas cepas de *E. coli* y *Shigella*.
 - Fagos específicos de bacterias, que poseen un antígeno, a menudo presente en bacterias patógenas. Entre estos se encuentra el antígeno V de *Salmonella* que se utiliza para la investigación del fago V.
- c) Microorganismos patógenos. Muchas enfermedades infecciosas se transmiten al hombre por ingestión de agua o de alimentos contaminados. Entre las bacterias transmisoras de enfermedades que se encuentran en nuestras aguas, y para las que se han desarrollado técnicas de investigación, tenemos: *Salmonella*, *Shigella*, *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa* y vibrión colérico. El análisis de las *Leptospiras* es un indicador de la contaminación por excrementos animales. Estos microorganismos dan lugar a cuadros clínicos graves en el hombre y los animales.
- d) Microbacterias. Son indicadores de la contaminación en las aguas de las piscinas y aguas usadas en general.
- e) Bacterias sulfo-reductoras. Se encuentran generalmente en el suelo y en las aguas salinas y dulces: pozos, ríos, lagos, etc. También aparecen frecuentemente en las aguas tratadas y distribuidas para el abastecimiento doméstico e industrial. Su presencia está relacionada con la existencia de materias orgánicas y su proliferación da lugar a la formación de gases malolientes (SH_2).
- f) Actinomicetos. Son los responsables de malos olores y el gusto desagradable del agua potable.

4.2 Análisis y evaluación cuantitativa de la calidad de las aguas residuales

La muestra que se analizó, pertenece a las aguas negras de la ciudad de Chilapa de Álvarez en el tramo conocido como Techcal.

Teniendo la muestra en el laboratorio se procedió a efectuar los análisis físico-químicos correspondientes. Los resultados obtenidos en el laboratorio son mostrados en la Tabla 31.



Figura 10. Localización de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales.

Tabla 31. Resultados de la calidad de las aguas residuales obtenidas en el laboratorio

Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	299.00	DQO (mg/L)	120.00	Sólidos Totales (mg/L)	724.00
pH	7.29	Cloro total (mg/L)	0.22	Sólidos Totales Fijos (mg/L)	604.00
Temperatura °C	17.30	Hierro total (mg/L)	0.55	Sólidos Totales Volátiles (mg/L)	120.00
Turbidez (UTN)	9.00	Cobre total (mg/L)	2.48	Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	649.00
% Saturación	8.70	Manganeso (mg/L)	1.40	Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	75.00

Tabla 31. Resultados de la calidad de las aguas residuales obtenidas en el laboratorio (continuación).

Oxígeno disuelto (mg O ₂ /L)	8.79	Nitratos (mg/L)	0.04	Sólidos Suspendedos Fijos (mg/L)	45.00
Conductividad eléctrica μS/m	0.00	Nitritos (mg/L)	0.00	Sólidos Suspendedos Volátiles (mg/L)	30.00
Salinidad	0.00	Amoniaco (mg/L)	2.47	Sulfatos (mg/L)	27.00
Fosfato (mg/L)	80.00				

Estos parámetros modifican las condiciones físico-químicas del agua, además su monitoreo nos indica la eficiencia del proceso de tratamiento en la que es sometido y nos ayuda a controlar la operación y la calidad del efluente. Estos son los parámetros con las que se recibe el agua en el área de pretratamiento, antes de llegar al cárcamo de bombeo y por lo tanto de ser bombeado al sedimentador.

4.2.1 Proyección de poblaciones futuras

En este trabajo se pretende diseñar la planta con la población futura del año 2030, por lo que para calcular la población futura se utilizaron los métodos siguientes.

- Método aritmético.
- Método geométrico.
- Método de interés compuesto.

Los datos de la población en la ciudad de Chilapa de Álvarez fueron obtenidas por los censos realizados por el INEGI (Tabla 32).

Año	Población (hab.)
1990	16332
1995	20025
2000	22511
2005	27510

La población en el año 2010 según fuentes de la Secretaria de Obras Publicas es de 33,500 habitantes.

4.2.1.1 Método aritmético

$$P = p_2 + K_a(t - t_2) = 33500 + 1198(2030 - 2010) = 57460hab$$

Donde

P es la población en tiempo futuro.

p_2 es la población del último censo o dato.

K_a es la constante ó pendiente de la recta

t año a la cual se desea realizar la proyección

t_2 año del último censo o el último dato.

La constante se calcula con la siguiente formula.

$$K_a = \frac{(p_2 - p_1)}{(t_2 - t_1)} = \frac{(33500 - 27510)}{(2010 - 2005)} = 1198$$

Donde

p_2 población del último censo.

p_1 población del penúltimo censo.

t_2 año del último censo.

t_1 año del penúltimo censo.

4.2.1.2 Método geométrico

$$p = e^{Ln p_0 + K_G t} = e^{Ln 33500 + (0.039 * 20)} = 73665hab$$

Donde:

p_0 es la población del último censo

K_G es la velocidad de crecimiento

t es la diferencia de tiempo del último año censado y el año a calcular la población

La velocidad de crecimiento es igual a

$$K_G = \frac{(Ln p_2 - Ln p_1)}{(t_2 - t_1)} = \frac{(Ln 3350 - Ln 27510)}{(2010 - 2005)} = 0.039$$

p_2 población del último censo.

p_1 población del penúltimo censo.

t_2 año del último censo.

t_1 año del penúltimo censo.

4.2.1.3 Método de interés compuesto

$$P = p_2(1+i_a)^n = 33500(1+0.0402)^{20} = 73665hab$$

P población futura.

p_2 población del último censo.

i_a tasa de interés.

n lapso de año futuro y el año del último censo.

La tasa de interés se calcula con la siguiente expresión.

$$i_a = \sqrt[a]{\frac{P_2}{P_1}} - 1 = \sqrt[5]{\frac{33500}{27510}} - 1 = 0.0402$$

donde

i: tasa de interés

a: lapso de años de los datos usados

p_2 : población del último censo.

p_1 : población del último censo.

De los tres métodos usados para la proyección futura del año 2030, usaremos el resultado que nos arrojo el método geométrico para la proyección de la planta de tratamiento de aguas residuales.

4.2.2 Dotación de aguas

La CNA reporta en su Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (MAPAS), valores de consumo por clase socioeconómica obtenidas de mediciones estadísticas efectuadas por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), estos datos se indican en la Tabla 33 y están en función del clima de la localidad.

Tabla 33. Consumo per cápita en litros diarios			
Clima	Consumo por clase socioeconómica (L)		
	residencial	media	popular
Cálido mayor a 22° C	400	230	185
Semicálido de 18 a 22° C	300	205	130
Templado de 12 a 17.9° C	250	195	100
Frío menor a 12° C	250	195	100

El coeficiente de retorno se considera del 85 %.

4.2.3 Determinación del gasto de aguas negras

El gasto considerado de aguas residuales son: medio, mínimo, máximo instantáneo y máximo extraordinario, de los cuales los tres últimos son calculados a partir del gasto medio.

El gasto medio diario (Q_{med}) es el valor del caudal de aguas residuales en un día de aportación promedio al año. Para su cálculo es necesario definir la aportación de AR de las diferentes zonas del proyecto.

En zonas habitacionales se adopta como aportación entre el 80 y 85 % de la dotación de agua potable, considerando que el porcentaje restante se pierde antes de llegar a la atarjea.

En función de la población y de la aportación, el gasto medio de aguas negras se calcula con la expresión siguiente:

$$Q_{med} = \frac{PAp}{86400} = \frac{(73665 * 0.60) * (205 * 0.85)}{86400} = 89.14 \frac{L}{s} = 7701.7 \frac{m^3}{día}$$

donde

P= población

Ap= aportación de agua potable (L/hab/día)

86400= cantidad de segundos en un día

El gasto mínimo (Q_{min}) es el menor de los valores de escurrimiento que normalmente se presenta en una tubería, este valor se obtiene tomando el criterio como la mitad del gasto medio.

$$Q_{min} = 0.5Q_{medio} = 0.5 * 7701.7 \frac{m^3}{día} = 3850.8 \frac{m^3}{día}$$

El gasto máximo instantáneo es el valor máximo que se puede presentar en un instante dado y se obtiene a partir del coeficiente de Harmon (M):

$$M = 1 + \frac{14}{4 + \sqrt{P}}$$

Donde P es la población servida hasta el punto final en miles de habitantes.

El coeficiente M se considera constante e igual a 2.17 a partir de una población mayor de 63454 habitantes.

Por lo que la expresión usada para el cálculo del gasto máximo instantáneo es la siguiente:

$$Q_{\max ins} = Q_{med} (M) = 7701.7 \frac{m^3}{día} (2.17) = 16712.70 \frac{m^3}{día}$$

En el proyecto solo se tomara el 80% del gasto máximo instantáneo para que se cumpla el tiempo de retención hidráulica en el sedimentador primario.

El gasto máximo extraordinario considera las aguas residuales generadas por la población y servicios, además considera aportaciones de agua que no forman parte de las descargas normales, como son las bajadas de aguas pluviales, en azoteas o patios o provocadas por un crecimiento demográfico no considerado.

En función de este gasto se calcula el diámetro de los conductos, ya que brinda un margen de seguridad para prever los excesos en las aportaciones que pueda recibir la red bajo estas circunstancias.

$$Q_{\max ext} = 1.5Q_{\max ins} = 1.5 * 13370 \frac{m^3}{día} = 20055 \frac{m^3}{día}$$

4.2.4 Determinación de la velocidad del afluente.

Para conocer la velocidad con la que corre el agua se lanzo un objeto flotante en el cauce y se midió el tiempo en que recorría un tramo de 10 m.

$$V = \frac{D}{t}$$

donde:

V= velocidad m/s.

D= distancia m.

t= tiempo s.

En la tabla 34 se muestran las lecturas obtenidas en campo.

Tabla 34. Observaciones para el cálculo de la velocidad

	Distancia (m)	Tiempo (s)	Velocidad (m/s)
	10	21	0.48
	10	18	0.56
	10	24	0.42
	10	19	0.53
	10	22	0.46
Promedio	10	20.8	0.49

4.2.5 Pretratamiento

Para evitar la presencia de sólidos de gran tamaño en el cárcamo de bombeo, recurriremos al uso de rejillas y de un canal desarenador.

4.2.5.1 Rejillas

Consisten en barras metálicas, verticales o inclinadas, espaciadas de 16 a 76 mm (5/8 a 3 pulgadas) y colocadas en los canales de acceso a las plantas de tratamiento, antes de la estación de bombeo. Los sistemas de limpieza pueden ser manuales o automáticos. Las barras pueden ser rectangulares o cuadradas, con uno o ambos extremos redondeados. Las características más comunes se muestran en la Tabla 35.

Tabla 35. Características más comunes de las Rejillas.

Concepto	Tipo de rejilla.	
	Limpieza manual	Limpieza automática
Espesor de las barras (cm)	0.6 a 1.6	0.6 a 1.6
Espaciamiento entre barras (cm)	2.5 a 5.1	1.6 a 7.6
Pendiente de la horizontal (°)	30 a 60	0 a 30
Velocidad de la llegada del agua (cm/seg)	30 a 70	70 a 90
Perdida permisible de carga en las rejillas (cm)	15	15

Datos y criterios de diseño.

Gasto máximo	154.75 L/s (13370 m ³ /día)
Velocidad en el canal de aproximación	0.490 m/s
Espesor de las barras	0.008 m
Espaciamiento entre barras	0.0254 m
Pendiente de la reja con la horizontal	45°
Ancho del canal	1 m

Se procede a calcular el área del canal con la siguiente expresión.

$$A = \frac{Q_{\max}}{V} = \frac{\left(13370 \frac{m^3}{día}\right) \left(\frac{1día}{86400s}\right)}{0.490 \frac{m}{s}} = 0.32m^2$$

Donde

Q_{\max} = Gasto máximo m³/s

V = Velocidad m/s

Se calcula la altura de la lámina de agua con la formula siguiente

$$h_e = \frac{A}{a} = \frac{0.32m^2}{1.00m} = 0.32m$$

donde

A = Área del canal m²

a = Ancho del canal m

Calculamos la longitud de la rejilla

$$L = \frac{h_e}{\text{sen}\theta} = \frac{0.32m}{\text{sen}45^\circ} = 0.45m \approx 0.70m$$

donde

he = altura de la lamina de agua

θ = ángulo con respecto a la horizontal

el resultado se le sumada una longitud de 25 cm para que este arriba del nivel máximo del agua.

Para calcular el número de barras se utiliza la siguiente fórmula:

$$N = \frac{a-b}{w+b} = \frac{1.00m - 0.0254m}{0.008m + 0.0254m} = 29.18 \approx 30 \text{ rejillas}$$

Donde:

N = número de barras

n = número de espacios entre barras

a = ancho del canal

b = espacio entre barras

w = espesor de la barra

Para tener una distribución equitativa se hizo una corrección con el espacio entre barras de los extremos que es de 1.17cm.

La pérdida de carga en rejillas limpias, puede ser estimada con la siguiente ecuación:

$$h = \beta \left(\frac{w}{b} \right)^{\frac{4}{3}} \frac{v^2 \text{sen}\theta}{2g} = 2.42 \left(\frac{0.008m}{0.0254m} \right)^{\frac{4}{3}} \frac{\left(0.49 \frac{m}{s} \right)^2 \text{sen}45^\circ}{2(9.81 \frac{m}{s^2})} = 0.0054m = 0.5400cm$$

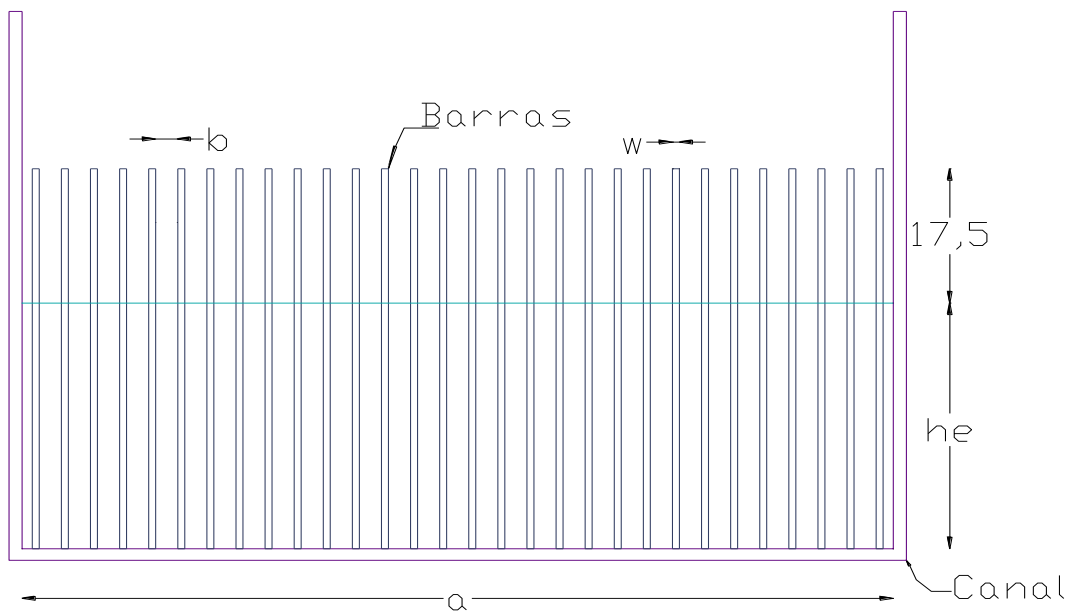


Figura 11. Vista frontal del canal y las rejillas.

Donde:

β = Factor de forma de barras

w = Ancho máximo de las barras (cm)

b = Claro mínimo entre barras (cm)

v = Velocidad de llegada del agua (cm/seg)

θ = Ángulo, respecto a la horizontal, de las barras

g = Aceleración de la gravedad (cm/seg²)

Los valores de β se muestran en la Tabla 36.

Tabla 36. Valores de β

Valor	Forma
2.42	Barras rectangulares
1.83	Barras circulares al frente y rectangulares atrás
1.79	Barras circulares
1.67	Barras rectangulares al frente y posterior circular
0.76	Barras rectangulares con frente circular y combada en su parte posterior para terminar en forma de gota.

Se recomienda obtener como mínimo un valor menor a 150 mm.

Una vez realizado los cálculos se tiene que las rejillas constan de 30 barras de 0.008 m de espesor y 0.60 m de longitud, con una separación de 0.0254 m inclinadas a 45° con respecto a la horizontal.

Revisión de diseño.

En función de la velocidad permisible entre las barras.

Área transversal

$$A_t = ah_e = (1m)(0.32m) = 0.32m^2$$

Realizamos el cálculo para saber el área que ocupa las barras en el tirante del agua

$$A_b = nLw = (30)(0.45m)(0.008m) = 0.108m^2$$

Entonces el área libre es igual a

$$A_L = A_t - A_b = 0.32m^2 - 0.108m^2 = 0.212m^2$$

Calculando la velocidad entre barras

$$V = \frac{Q_{m\acute{a}x}}{A_L} = \frac{\left(13370 \frac{m^3}{d\acute{a}a}\right) \left(\frac{1d\acute{a}a}{86400s}\right)}{0.212m^2} = 0.730 \frac{m}{s}$$

El límite máximo permisible, 0.75 m/s.

4.2.5.2 Canal desarenador

Datos y criterios de diseño

Gasto	154.75 L/s (13370 m ³ /día)
Ancho del desarenador	1.0 m
Velocidad de sedimentación	0.0188 m/s
Diámetro de la partícula	0.21 mm
Contenido de arenas	0.025 ppm

Los desarenadores se emplean para eliminar la arena, gravilla, cenizas y otros materiales inorgánicos del agua residual para proteger al equipo mecánico de la abrasión y el desgaste.

Con esta operación se busca remover el 100% de las partículas inorgánicas (densidad= 2.65%) de un tamaño igual o mayor a 0.21 mm (malla #65) y dejar en suspensión el material orgánico. Para lograr esta remoción es necesario conservar la velocidad del agua, entre 25 y 38 cm/s.

Área hidráulica

En los desarenadores de flujo horizontal, es necesario generar una velocidad de 30 cm/s.

El área hidráulica se obtiene despejándola de la fórmula de continuidad, utilizando el gasto máximo y la velocidad deseada:

$$A_H = \frac{Q_{\max}}{V} = \frac{\left(154.75 \frac{L}{s}\right) \left(\frac{1m^3}{1000L}\right)}{0.30 \frac{m}{s}} = 0.52m^2$$

Ancho de la cámara

El valor mínimo recomendable del ancho de la cámara de desarenación es de 0.60 m, sin embargo, debido al reducido caudal, se respetara el valor de la plantilla que ya trae el canal.

Tirante hidráulico

El tirante hidráulico se obtiene de la fórmula a continuación escrita

$$H = \left(\frac{Q_{\max}}{V}\right) \left(\frac{1}{W}\right) = \left(\frac{\left(154.75 \frac{L}{s}\right) \left(\frac{1m^3}{1000L}\right)}{0.30 \frac{m}{s}}\right) \left(\frac{1}{1.0m}\right) = 0.52m \approx 0.60m$$

Donde:

Q_{\max} = gasto máximo

V = velocidad del canal

w = ancho de la cámara

Longitud teórica de la cámara

Se calcula de la siguiente manera:

$$L_T = \left(\frac{H}{\mu}\right) V = \left(\frac{0.60m}{0.0188 \frac{m}{s}}\right) * 0.30 \frac{m}{s} = 9.57m$$

Donde:

H = Tirante hidráulico

μ = Velocidad de sedimentación de acuerdo con el ϕ de la partícula

V = Velocidad del canal

Para partículas con una densidad de 2.65 g/cm^3 su velocidad de sedimentación se muestra en la Tabla 37.

Tabla 37. Velocidad de sedimentación			
Tamaño de partícula		Velocidad de sedimentación	
No. De Malla	Tamaño (mm)	cm/seg.	m/seg
18	0.833	7.47	0.0747
20	0.595	5.34	0.0534
35	0.417	3.76	0.0376
48	0.295	2.64	0.0264
65	0.208	1.88	0.0188
100	0.147	1.32	0.0132
150	0.105	0.92	0.0092

Longitud de diseño de la cámara

Se debe utilizar una longitud adicional máxima del 50% de la longitud teórica para evitar turbulencias.

$$L_D = 1.5L_T = (1.5)(9.57m) = 14.36m \approx 15m$$

Acumulación de arenas

La acumulación de arenas se calcula conociendo el volumen de ésta por m^3 que hay en el agua, para el diseño del desarenador, se tomó un valor de $0.025 \text{ m}^3/1000 \text{ m}^3$.

Con lo anterior y con el gasto máximo, es posible determinar la capacidad de acumulación del material.

$$Acumulacion = \left(\frac{0.025m^3_{arenas}}{1000m^3_{AR}} \right) \left(13370 \frac{m^3_{AR}}{día} \right) = 0.334 \frac{m^3_{arena}}{día}$$

4.2.5.3 Control de la velocidad

En los desarenadores de flujo horizontal, es necesario conservar una velocidad constante. Para conservar esta velocidad con gastos variables, se recomienda el uso de vertedores proporcionales en la descarga o bien canales Parshall. El vertedor proporcional favorece el control de la velocidad que se dispone de carga hidráulica suficiente. El canal Parshall no necesita mucha carga, pero se requiere mayor espacio.

En el proyecto se usara el canal Parshall como medidor. Es un medidor que se incluye dentro de los de régimen crítico, consiste en una sección convergente, una sección de paredes verticales paralelas llamada garganta y una sección divergente, dispuestas en planta.

Los medidores Parshall son indicados normalmente por el ancho de garganta (w).

El fondo al nivel de la primera sección, es inclinado en la garganta con un declive de 9 vertical: 24 horizontal, cualquiera que sea su tamaño.

En la sección divergente, el fondo es ascendente a razón de 1 vertical: 6 horizontal, en el caso de los medidores de 1 a 8 pies. Para esos medidores la diferencia entre aguas arriba y el extremo aguas abajo es de 3" (7.6cm).

En la Tabla 38 se muestran las dimensiones de los medidores hasta 10 pies.

Tabla 38. Dimensiones típicas de los medidores Parshall (cm)										
W		A	B	C	D	E	F	G	K	N
pulgadas	cm									
1	2.5	36.3	35.6	9.3	16.8	22.9	7.6	20.3	1.9	2.9
3	7.6	46.6	45.7	17.8	25.9	30.9	15.2	30.5	2.5	5.7
6	15.2	62.1	61	39.4	40.3	45.7	30.5	61	7.6	11.4
9	22.9	88	86.4	38	57.5	61	30.5	45.7	7.6	11.4
pies	cm									
1	30.5	137.2	131.4	61	84.5	91.5	61	91.5	7.6	22.9
1 1/2	45.7	144.9	142	76.2	102.6	91.5	61	91.5	7.6	22.9
2	61	152.5	149.6	91.5	120.7	91.5	61	91.5	7.6	22.9
3	91.5	167.7	164.5	122	157.2	91.5	61	91.5	7.6	22.9
4	122	183	179.5	155.5	193.8	91.5	61	91.5	7.6	22.9
5	152.5	198.3	194.1	183	230.3	91.5	61	91.5	7.6	22.9
6	183	213.5	209	213.5	266.7	91.5	61	91.5	7.6	22.9
7	213.5	228.8	224	244	303	91.5	61	91.5	7.6	22.9
8	244	244	239.2	274.5	340	91.5	61	91.5	7.6	22.9
10	305	274.5	427	366	475.9	122	91.5	183	15.3	34.3

El flujo a través del medidor Parshall se puede verificar en dos condiciones diferentes, flujo a descarga libre y ahogamiento o sumersión.

En el primer caso la descarga se hace libremente como en los vertedores en que la vena vertiente es independiente de las condiciones de aguas abajo.

El segundo caso ocurre cuando el desnivel de aguas abajo es suficientemente elevado para influir o retardar el flujo a través del medidor: es el régimen comúnmente llamado de descarga sumergida.

En el caso de flujo libre es suficiente medir la carga H para determinar el caudal. Si el medidor es ahogado, será necesario medir también una segunda carga H₂, en un punto próximo a la sección final de la garganta.

La relación H_2/H constituye la razón de sumersión o la sumergencia. Si el valor de H_2/H es igual o inferior a 0.60 (60%) para los Parshall de 3", 6" ó 9", o entonces igual a 0.70 (70%) para los medidores de 1 ft a 8 ft, la descarga será libre. Si estos límites se exceden, será necesario realizar las dos mediciones ya mencionadas.

Cuando el Parshall es seguido de un canal o de una unidad de tratamiento, en que se conoce el nivel de aguas, la verificación del régimen del flujo en el medidor es inmediata, bastando calcular la sumergencia.

La selección del tamaño más conveniente del medidor envuelve consideraciones como las siguientes: ancho del canal existente, tirante del agua en ese canal, pérdida de carga admisible, posibilidad de caudales futuros diferente, etc.

Tabla 39. Límites de aplicación de medidores Parshall con descarga libre			
W		Capacidad (L/s)	
pulgadas	cm	Mínima	Máxima
3	7.6	0.85	53.8
6	15.2	1.52	110.4
9	22.9	2.55	251.9
pies	cm	Mínima	Máxima
1	30.5	3.11	455.6
1 1/2	45.7	4.25	696.2
2	61	11.89	936.7
3	91.5	17.26	1426.3
4	122	36.79	1921.5
5	152.5	62.8	2422
6	183	74.4	2929
7	213.5	115.4	3440
8	244	130.7	3950
10	305	200	5660

El punto de medición H en los medidores que funcionan como descarga libre es en la sección convergente, en un punto localizado a 2/3 de la dimensión B (o a 2/3 de A).

En esta posición, se puede medir el tirante del agua con una regla, o se instala junto a la pared, una escala para las lecturas. Se puede también asentar un tubo de 1" a 2", comunicando el nivel del agua a un pozo lateral de medición que, generalmente son de sección circular con un diámetro igual a $w+0.15$ m.

Los numerosos experimentos y observaciones hechos con medidores Parshall llevaron a resultados que corresponden a expresiones de este tipo:

$$Q = KH^n$$

En la Tabla 40 se muestran los valores del exponente n y el coeficiente K

De acuerdo con la tabla (de la capacidad) tenemos que el canal adecuado para la capacidad a manejar será la de 9" por lo que se obtiene la siguiente fórmula:

$$Q = 0.535H^{1.53}$$

Obteniéndose el siguiente gasto para cada H (Tabla 41).

Tabla 40. Valores del exponente n y el coeficiente K				
W	(m)	n	K	K
			Unidades métricas	Unidades inglesas
Pulgadas				
3	0.076	1.547	0.176	0.0992
6	0.152	1.58	0.381	2.06
9	0.229	1.53	0.535	3.07
Pies				
1	0.305	1.522	0.69	4
1 ½	0.457	1.538	1.054	6
2	0.61	1.55	1.426	8
3	0.915	1.566	2.182	12
4	1.22	1.578	2.935	16
5	1.525	1.587	3.728	20
6	1.83	1.595	4.515	24
7	2.135	1.601	3.306	28
8	2.44	1.606	6.101	32

Tabla 41. Gastos para cada cm de capacidad del canal Parshall

H (cm)	Q(L/s)	H (cm)	Q(L/s)	H (cm)	Q(L/s)	H (cm)	Q(L/s)	H (cm)	Q(L/s)
1	0.54	11	20.98	21	56.41	31	102.37	41	157.01
2	1.55	12	23.97	22	60.58	32	107.46	42	162.91
3	2.88	13	27.09	23	64.84	33	112.64	43	168.88
4	4.47	14	30.34	24	69.2	34	117.91	44	174.92
5	6.28	15	33.72	25	73.66	35	123.25	45	181.04
6	8.3	16	37.21	26	78.22	36	128.68	46	187.23
7	10.51	17	40.83	27	82.86	37	134.19	47	193.5
8	12.89	18	44.56	28	87.61	38	139.78	48	199.83
9	15.43	19	48.41	29	92.44	39	145.44	49	206.24
10	18.13	20	52.36	30	97.36	40	151.19	50	212.71

4.2.5.4 Transición

Será necesario cambiar la sección del canal de 1m de plantilla a una de 0.575m. Para tal efecto se utilizara una transición de tipo reglada. Utilizando el gasto medio y con ayuda de las tablas para el cálculo de tirante normal del Manual de King se tiene:

$$\frac{nQ}{b^{8/3} s^{1/2}} = \frac{ARh^{2/3}}{b^{8/3}} \quad \text{y} \quad k' = \frac{nQ}{b^{8/3} s^{1/2}}$$

Donde:

n= Coeficiente de rugosidad de Manning. (adimensional)

Q= gasto (m³/s)

b= plantilla del canal (m)

k'= factor de gasto (adimensional)

s= pendiente (milésimas)

A= área (m²)

V= velocidad (m/s)

d= tirante (m)

El canal de 1m de plantilla tiene las siguientes características

Tabla 42 . Cálculo del tirante normal cuando se presenta el Q Medio.

Q (m ³ /s)	n	b (m)	s	Qn/b ^{8/3} s ^{1/2}	d/b	d (m)	A (m ²)	V (m/s)
0.089	0.013	1	0.001	0.037	0.1542	0.154	0.154	0.014

El canal de 0.575m de plantilla tiene las siguientes características

Tabla 43. Cálculo del tirante normal cuando se presenta el Q Medio.

Q (m ³ /s)	n	b (m)	s	Qn/b ^{8/3} s ^{1/2}	d/b	d (m)	A (m ²)	V (m/s)
0.089	0.013	0.575	0.001	0.160	0.426	0.245	0.141	0.013

La fórmula para calcular la longitud es la siguiente:

$$L_T = \frac{\left(\frac{V_1}{V_2} b_1 - \frac{V_2}{V_1} b_2 \right)}{2 \tan \theta}$$

Donde:

LT= Longitud de transición.

V1 y V2= Velocidad máxima a la entrada y a la salida de la zona.

b1 y b2= ancho de la entrada y la salida de la zona de transición.

θ = ángulo máximo (no mayor a 20°)

Tabla 44. Cálculo de la transición						
V1 (m/s)	V2 (m/s)	b1 (m)	b2 (m)	θ	tan θ	LT (m)
0.014	0.013	1	0.575	12	0.210	1.29

4.2.6 Cárcamo de bombeo

El cárcamo de bombeo funcionara como tanque de almacenamiento de las aguas residuales y regulara el gasto del equipo del bombeo.

Las recomendaciones usadas son las emitidas por el Instituto de Hidráulica de los Estados Unidos y la Asociación Británica de Investigaciones Hidromecánicas.

Datos y criterios de diseño

Gasto medio	89.14 L/s (7701.7 m ³ /día)
Eficiencia de la bomba (n)	0.6
Desnivel de bombeo	3 m
Elevación para el proceso (he)	3 m
Peso especifico del agua	1000 kg/m ³
hf+hm	5 % he
H= he+hf+hm	

Selección de bombas

4 bombas de 100 l/s (tipo a) y 4 bombas de 50 l/s (tipo b)

Tabla 45. Arreglo de bombas a usar de acuerdo al Q

Q (L/s)		Bombas
mínimo	45	1.a ó 2b
medio	89.4	2.a ó 1.a y 1.b ó 3.b
máximo min	155.2	4.a ó 3.a y 1.b ó 2.a y 3.b
máximo ext	233	4.a ó 3.a y 1.b ó 2.a y 3.b

Volumen mínimo

En el caso de las aguas negras, la retención de éstas en un cárcamo por un tiempo mayor de cierto límite, generalmente produce condiciones sépticas. Se recomienda, que el agua residual almacenada no permanezca más de 2 horas, y en el caso de climas cálidos, el tiempo máximo de retención será de 30 min.

El ciclo de bombeo (T) se presenta cuando el caudal de entrada, es exactamente igual a la capacidad de la bomba. Para bombas y motores grandes, T no debe ser menor a 20 minutos. Para bombas menores, T puede ser reducido hasta 10 minutos aunque lo recomendable es 15 minutos.

El cálculo del volumen de almacenamiento se realiza con la siguiente expresión

$$V = Q_{med} t_r = \left[\left(7701.7 \frac{m^3}{día} \right) \left(\frac{1día}{86400s} \right) \right] (1500s) = 133.71m^3$$

Donde:

Q_{med} = gasto medio ($m^3/día$)

t_r = tiempo de retención (s)

El volumen mínimo se calcula como sigue

$$V = \frac{qt}{4} = \frac{\left(0.1 \frac{m^3}{s} \right) (1500s)}{4} = 37.5m^3$$

Donde:

q = gasto (m^3/s)

t = tiempo (s)

Se calcula las dimensiones, se propone $h = 2$ m.

$$A = \frac{V}{h} = \frac{133.71m^3}{2m} = 66.855m^2$$

Se propone un cárcamo con una sección cuadrada con una $L = 9$ m

$$V_{ajustado} = L^2 h = (9m)^2 * 2m = 162m^3$$

Potencia del equipo de bombeo.

El cálculo se realiza conociendo el valor de las pérdidas totales H, para la bomba de 100 L/s.

$$P = \frac{\gamma QH}{76\eta} = \frac{\left(1000 \frac{kg}{m^3} \right) \left(0.1 \frac{m^3}{s} \right) (3.15m)}{(76)(0.6)} = 6.91Hp \approx 7Hp$$

Necesitaríamos una bomba de 7 Hp

Para la bomba de 50 L/s.

$$P = \frac{\gamma QH}{76\eta} = \frac{\left(1000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right) \left(0.05 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}\right) (3.15\text{m})}{(76)(0.6)} = 3.45\text{Hp} \approx 4\text{Hp}$$

La potencia de la bomba que se requiere es de 4 Hp

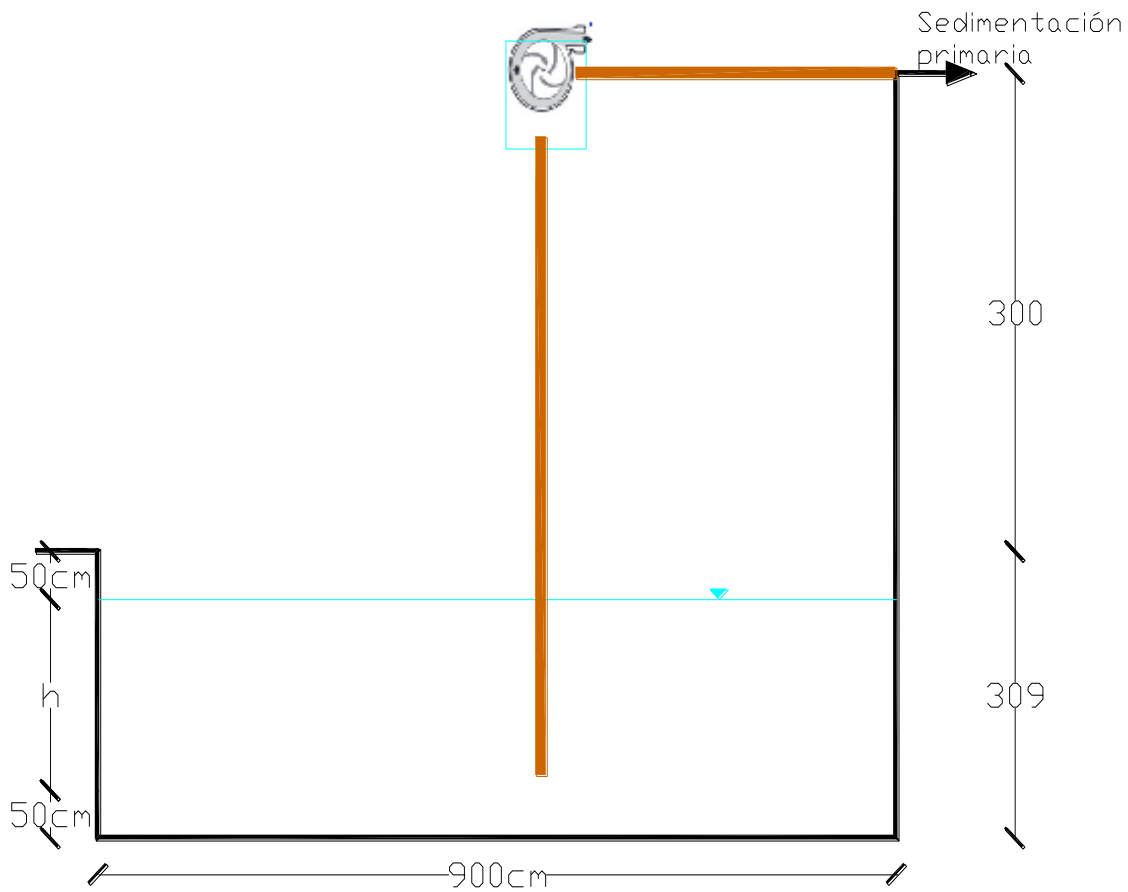


Figura 12. Cárcamo de bombeo

4.2.7 Tanque de sedimentación primaria

El tanque de sedimentación primaria es utilizado para la separación de partículas orgánicas que se encuentran en suspensión, usando la fuerza de la gravedad, que no son retenidos en rejas, desarenadores, etc. Estas partículas generalmente tienen densidades relativas a 1gr/ml y cuya velocidad de sedimentación es muy baja comparada con la de la arena y gravas. Esta sedimentación es del tipo fluctuante, caracterizada por la interacción de las partículas en el transcurso del asentamiento, dando lugar a cambios de forma, tamaño, densidad y formación de flóculos. La eficiencia de la sedimentación es función de la carga hidráulica superficial y del tiempo de retención hidráulica en el sedimentador.

Los tanques de sedimentación primaria tienen eficiencias de remoción de sólidos suspendidos del 50 al 70%, y de DBO del 25 al 40%.

Los parámetros típicos para el diseño de un sedimentador primario rectangular se muestran en la Tabla 46, los datos de dimensionamiento típico de los tanques se muestran en la Tabla 47, los valores típicos de las constantes empíricas a y b utilizadas para el cálculo de la remoción de DBO y SST se muestran en la Tabla 48 y por ultimo en la Tabla 49 se presentan los valores típicos de gravedad específica y concentración de sólidos en tanques de sedimentación primaria.

Tabla 46. Parámetros típicos para un sedimentador primario rectangular.

Parámetro.	Unidad.	Intervalo.	Valor Típico.
Tanque de sedimentación primario seguido por un tratamiento secundario			
Tiempo de retención	h	1.5 - 2.5	2
Rapidez de desbordamiento:			
Flujo promedio	m ³ /m ² d	30 - 50	40
Flujo máximo	m ³ /m ² d	80 - 120	100
Sedimentación primaria con retorno de lodos activados			
Tiempo de retención	h	1.5 - 2.5	2
Rapidez de desbordamiento:			
Flujo promedio	m ³ /m ² d	24 - 32	28
Flujo máximo	m ³ /m ² d	48 - 70	60

Fuente: Metcalf & Eddy, 2004.

Tabla 47. Datos de dimensionamiento típico para tanques de sedimentación rectangulares y circulares usados para tratamiento de aguas residuales.

Parámetro	Unidad	Intervalo	Valor Típico
Rectangular			
Profundidad	m	3 - 4.9	4.3
Largo	m	15 - 90	24 - 40
Ancho	m	3 - 24	4.9 - 9.8
Circular			
Profundidad	m	3 - 4.9	4.3
Diámetro	m	3 - 60	12 - 45
Pendiente del fondo	mm/mm	1/16 - 1/16	1/12

Fuente: Metcalf & Eddy, 2004.

Tabla 48. Valores típicos para las constantes empíricas a 20°C.

Parámetro.	a	b
DBO	0.018	0.020
SST	0.0075	0.014

Fuente: Metcalf & Eddy, 2004.

Tabla 49. Valores típicos de gravedad específica y concentración de sólidos presentes en un sedimentador primario.

Tipo de sólidos.	Gravedad específica	Concentración de sólidos (% como sólidos secos)	
Primarios solamente:			
Aguas residuales de fuerza media	1.03	4 - 12	6
De sistemas de alcantarillado combinados	1.05	4 - 12	6.5
Primario y lodos activados	1.03	2 - 6	3
Primario y escurrimientos de filtros de lodos	1.03	4 - 10	5
Natas	0.95	Muy variable	-----

Fuente: Metcalf & Eddy, 2004.

Datos y criterios de diseño

Gasto medio	89.14 L/s (7701.7 m ³ /día)
Gasto máximo instantáneo	154.75 L/s (13370 m ³ /día)
Rapidez de desbordamiento (R _D)	40 m ³ /m ² -día
Ancho del tanque (w, propuesto)	10 m
Profundidad (P, propuesto)	3 m
Para el cálculo de la DBO	a= 0.018 b= 0.020
Para el cálculo de la SST	a= 0.0075 b= 0.0140

Calculamos el área superficial requerida

$$A = \frac{Q}{R_D} = \frac{7701.7 \frac{m^3}{día}}{40 \frac{m^3}{m^2 - día}} = 192.54 m^2$$

Donde

A= Área superficial requerida, m².

Q= Gasto de alimentación, m³/d.

R_D= Rapidez de desbordamiento, m³/m² d.

Determinamos la longitud del tanque.

$$L = \frac{A}{w} = \frac{192.54 m^2}{10 m} = 19.25 m \approx 20 m$$

Donde

L= Longitud del tanque, m.

w= Ancho del tanque, m.

Calculamos el volumen del tanque con la siguiente expresión

$$V = LwP = 20 m * 10 m * 3 m = 600 m^3$$

Donde

V= volumen del tanque, m³.

P= Profundidad del tanque, m.

Cálculo de la rapidez de desbordamiento y el tiempo de retención a flujo promedio

$$R_D = \frac{Q_{med}}{wL} = \frac{7701.7 \frac{m^3}{día}}{(10m)(20m)} = 38.51 \frac{m^3}{m^2 - día}$$

y el tiempo de retención es

$$T_R = \frac{V}{Q_{med}} = \frac{(600m^3)(24hr)}{7701.7 \frac{m^3}{día}} = 1.87hr.$$

Cálculo de la rapidez de desbordamiento y el tiempo de retención a flujo máximo.

$$R_D = \frac{Q_{max}}{wL} = \frac{\left(13370 \frac{m^3}{día}\right)}{(10m)(20m)} = 66.85 \frac{m^3}{m^2 - día}$$

y el tiempo de retención es

$$T_R = \frac{V}{Q_{max}} = \frac{(600m^3)(24hr)}{\left(13370 \frac{m^3}{día}\right)} = 1.077hr.$$

Calculamos la velocidad de arrastre horizontal con la siguiente expresión.

$$V_H = \left[\frac{8k(s-1)gd}{f} \right]^{1/2} = \left[\frac{8(0.06)(2.65-1) \left(9.81 \frac{m}{s^2}\right) \left(0.21mm\right) \left(\frac{1m}{1000mm}\right)}{0.025} \right]^{1/2} = 0.25 \frac{m}{s}$$

Donde

k= constante que depende del tipo de material arrastrado, adimensional.

s= gravedad específica de las partículas, 2.65.

g= aceleración de la gravedad, 9.81 m/s².

d= diámetro de la partícula, m.

f= factor de fricción de Darcy-Weisbach, adimensional.

Comparación de la velocidad de arrastre horizontal con la velocidad horizontal a flujo máximo.

Calculamos la velocidad horizontal a flujo máximo con la siguiente expresión.

$$V = \frac{Q_{max}}{wP} = \frac{13370 \frac{m^3}{día}}{(10m)(3m)} = 445.67 \frac{m}{día} = 0.005 \frac{m}{s}$$

Si la $V_H > V$ se acepta, pues con esto la materia sedimentada no se suspenderá.

Calculo de las tasas de remoción de SST y DBO

A flujo promedio

$$\%DBO_{removida} = \frac{TR}{a+bTR} = \frac{1.87hr}{0.018+(0.02*1.87hr)} = 33.75\%$$

$$\%SST_{removido} = \frac{TR}{a+bTR} = \frac{1.87hr}{0.0075+(0.014*1.87hr)} = 55.52\%$$

A flujo máximo

$$\%DBO_{removida} = \frac{TR}{a+bTR} = \frac{1.077hr}{0.018+(0.02*1.077hr)} = 27.24\%$$

$$\%SST_{removido} = \frac{TR}{a+bTR} = \frac{1.077hr}{0.0075+(0.014*1.077hr)} = 47.70\%$$

4.2.8 Humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial

El dimensionamiento del área de un humedal está en función del contaminante a eliminar y del funcionamiento hidráulico, el área que arroja las extensiones y los tiempos de retención hidráulica mayores son los destinados a eliminar los Coliformes fecales, sin embargo, debido a que son muy grandes, se utiliza el siguiente parámetro que provoca el área de mayor magnitud después de los coliformes, la DBO. El modelo tomado por este cálculo es propuesto por la EPA. Sin embargo, si esta observación no se cumple, debe tomarse el área mayor que arroje alguno de los parámetros a eliminar.

Los análisis indican que tenemos una concentración de DQO= 120 mg/L, para calcular un dato teórico de DBO₅ que se presentaría se utilizara las siguientes expresiones.

$$\frac{DBO_u}{DQO} = 1.14 \quad \text{y} \quad DBO_u = 1.46DBO_5$$

Despejando tenemos

$$DBO_u = 1.14DQO = 1.14\left(120 \frac{mg}{L}\right) = 105.26 \frac{mg}{L}$$

Por lo que

$$DBO_5 = \frac{DBO_u}{1.46} = \frac{\left(105.26 \frac{mg}{L}\right)}{1.46} = 72.10 \frac{mg}{L}$$

Datos de diseño

DBO ₅ afluente	47.77 mg/L
DBO ₅ efluente	20 mg/L
SST afluente	33.36 mg/L
SST efluente	20 mg/L
Caudal (Q)	89.14L/s (7701.7 m3/día)

Granulometría	Grava media de 40 mm
n	0.38
Vegetación	
Profundidad del humedal	0.60m
Temperatura media	19°C
Temperatura del agua a la entrada	17.3°C

Utilizando las ecuaciones propuestas por la EPA:

$$K_{20} = 1.104d^{-1}$$

$$K_T = K_{20} (1.06)^{(T-20)}$$

$$A_s = \frac{Q(\ln C_0 - \ln C_e)}{K_T (y)(n)}$$

Se tiene que

$$K_T = K_{20} (1.06)^{(T-20)} = 1.104(1.06)^{(19-20)} = 1.04$$

$$A_s = \frac{Q(\ln C_0 - \ln C_e)}{K_T (y)(n)} = \frac{\left(7701.7 \frac{m^3}{día}\right) \left(\ln\left(47.77 \frac{mg}{L}\right) - \ln\left(20 \frac{mg}{L}\right)\right)}{1.04(0.6m)(0.38)} = 28279.37m^2$$

Calculamos el tiempo de retención hidráulica con la formula siguiente

$$TRH = \frac{A_{syn}}{Q} = \frac{(28279.37m^2)(0.60m)(0.38)}{7701.7 \frac{m^3}{día}} = 0.84días$$

Calculo de las dimensiones del humedal. Aquí el gasto total será distribuido en ocho celdas de humedales, por lo tanto serán.

$$w = \frac{1}{y} \left(\frac{\left(\frac{Q}{8}\right) \left(\frac{A_s}{8}\right)}{mKs} \right)^{\frac{1}{2}}$$

Por lo tanto el ancho mínimo es

$$w = \frac{1}{y} \left(\frac{Q A_s}{m K s} \right)^{\frac{1}{2}} = \left(\frac{1}{0.60m} \right) \left(\frac{\left(\frac{7701.7m^3}{8día}\right) \left(\frac{28279.37m^2}{8}\right)}{0.01 \left(40000 \frac{m}{día}\right)} \right)^{\frac{1}{2}} = 153.73m \approx 160m$$

Se propone un ancho de 160m.

Luego se calcula el largo

$$L = \frac{A_s}{w} = \frac{28279.37m^2}{160m} = 22.09m \approx 23m$$

Recalculamos la pendiente real del fondo del lecho

$$m = \frac{QAS}{(wy)^2 Ks} = \frac{\left(\frac{7701.7m^3}{8día}\right) [(160m)(23m)]}{[(160m)(0.60m)]^2 \left(40000 \frac{m}{día}\right)} = 0.01 = 1\%$$

Porcentaje de remoción de SST.

Para calcular el porcentaje de remoción de SST, necesitamos calcular la carga hidráulica (CH) en el humedal:

$$CH = \frac{Q}{A_s}(100) = \left(\frac{\frac{7701.7m^3}{8día}}{(160m)(23m)}\right)(100) = 26.16 \frac{cm}{día}$$

La cantidad de SST en el efluente, se calcula de la siguiente manera

$$C_e = C_o(0.01058 + 0.0011CH) = 33.36 \frac{mg}{L} \left[0.01058 + \left(0.0011 * 26.16 \frac{cm}{día}\right)\right] = 1.31 \frac{mg}{L}$$

Por lo que el porcentaje de remoción de SST en el STAR propuesto es del 98.25%

Para cubrir con el área necesaria, requerida en el año 2030, en el tratamiento de las aguas residuales con humedales artificiales se proponen 7 celdas de 160x23 m, es decir un área total de 25760 m², y una más de 110 x 23 m para llenar el área requerida en el año 2030, cubriendo la demanda de tratamiento del 60 % de aguas negras producidas. En esta celda su tiempo de retención hidráulica sería de

$$TRH = \frac{A_{syn}}{Q} = \frac{(2530m^2)(0.60m)(0.38)}{686.22 \frac{m^3}{día}} = 0.84días$$

En el año 2010 será necesario construir 3 celdas con las siguientes dimensiones 160x23 m y se desarrollaran otras celdas más conforme el crecimiento de población (ver Tabla 50).

Tabla 50. Cantidad de celdas en los años 2010-2030 para tratar el 60% de la aportación de la población de la Cd. de Chilapa de Alvarez.

Año	Población	# de celdas	Año	Población	# de celdas
2010	33500	3	2021	51673	5
2011	34846	4	2022	53750	6
2012	36247	4	2023	55910	6
2013	37703	4	2024	58156	6
2014	39218	4	2025	60493	6
2015	40794	4	2026	62924	7
2016	42434	4	2027	65453	7
2017	44139	5	2028	68083	7
2018	45913	5	2029	70819	7
2019	47758	5	2030	73665	8
2020	49677	5			

V. Recomendaciones y conclusiones

El trabajo realizado abordó una propuesta de STARM por medio de tecnologías alternativas y sustentables, particularmente los humedales artificiales, que ha demostrado ser una de las mejores tecnologías que existen en el campo del tratamiento de aguas residuales, desde una visión sustentable.

El gasto con el que se trabajó para realizar el diseño es solo el 60% de aportación de los habitantes del año 2030 y para cumplir con el tiempo de retención en el tanque de sedimentación primaria se diseñó con el 80% del Q_{maxims} de la aportación. Para trabajar con el 100% será necesario construir dos tanques de sedimentación.

El STARM propuesto cuenta con la obra de toma, pretratamiento, tratamiento primario y el humedal artificial, no se propuso una etapa de desinfección, ya que el agua será utilizada para riego de áreas de siembra de flores de ornato. Las dimensiones de cada etapa de tratamiento se muestran a continuación.

Tabla 51. Dimensiones de partes del STARM

	Largo (m)	Ancho (m)	Pendiente (%)	Nivel de la base al nivel del terreno (inicio).	Nivel de la base al nivel del terreno (final).
Obra de toma	1	1	-	2	2
Rejillas	0.7	0.008	-	2	2.03
Canal desarenador	15	1	1	2.31	2.46
Carcamo de bombeo	9	9	1	5.46	5.55
Tanque de sedimentación	20	10	1	-	-
Celda del humedal	23	160	1	-	-

Con este sistema de tratamiento propuesto se retirarán 98.25% de los SST del afluente. Según los estudios realizados en distintos lugares del mundo un humedal artificial es capaz de remover el 55-80% de DQO, el 60-98% de SS, 30-70% de N, 20-60% P y del 97-99.9% de microorganismos patógenos. De acuerdo con los cálculos realizados, el efluente tiene una concentración en DBO_5 de 1.31 mg/L, por lo que tendremos una remoción del 96.07% de SST provenientes del desarenador.

Las necesidades que requiere el sistema son muy pocas, por lo tanto el proyecto a largo plazo resulta ser muy económico.

Si se construyeran las ocho celdas del humedal se podría tratar el 100% de las aguas residuales en los próximos 10 años, contados a partir del 2010, y disminuirá su eficiencia gradualmente hasta tratar el 60% de las aguas residuales en el año 2030. Para este dimensionamiento se trabajó con el 60% de la población del año 2030.

En el humedal artificial propuesto se usarían las plantas nativas de la región como es el carrizo y el bambú principalmente, al que se le podría buscar una utilidad después de la poda, que se haría de forma anual.



El área total necesaria para cubrir con los requerimientos de la planta de tratamiento al año 2030 será de 29,754.00 m², la cual deberá ser considerada desde el inicio de la obra para que se alcance el objetivo de tratamiento con las condiciones planteadas en este proyecto.

En caso de que se llevará a cabo el desarrollo de un STARM utilizando el 100% del agua generada en la Cd. de Chilapa de Álvarez, se tendrían que considerar un incremento del número de celdas que conformarán el Humedal Artificial, de acuerdo a la siguiente tabla.

Tabla 52. Cantidad de celdas necesarias para tratar el 100% del agua residual de la Cd. de Chilapa de Álvarez.

Año	Población	# de celdas
2010	33500.00	6
2011	34846.00	6
2012	36247.00	6
2013	37703.00	7
2014	39218.00	7
2015	40794.00	7
2016	42434.00	7
2017	44139.00	8
2018	45913.00	8
2019	47758.00	8
2020	49677.00	9
2021	51673.00	9
2022	53750.00	9
2023	55910.00	10
2024	58156.00	10
2025	60493.00	11
2026	62924.00	11
2027	65453.00	11
2028	68083.00	12
2029	70819.00	12
2030	73665.00	13

VI. Bibliografía

Arrojo, Pedro (2006). *El reto ético de la nueva cultura del agua. Funciones, valores y derechos en juego*. Barcelona; México. PAIDÓS IBÉRICA, S.A. 173 p.

Barcelo, Damiá (2008). *Aguas continentales, gestión de recursos hídricos, tratamiento y calidad del agua*. Madrid. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). 276 p.

Collado Lara, Ramon (1992). *Depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades*. Madrid: Colegio de ingenieros de caminos, canales y puertos. PARANINFO, S. A. 128 p.

Fair, Gordon Maskew (1971). *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales*. México. LIMUSA 764 p.

Fair, Gordon Maskew (1968). *Abastecimiento de agua y remoción de aguas residuales. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales*. México. LIMUSA. 547 p.

Guzman, Anastacio (1950). *Ingeniería sanitaria agua*. México. FI UNAM. 174 p.

Harold E. Babitt; E. Robert Baumann (1962). *Alcantarillado y tratamiento de aguas negras*. México. CONTINENTAL. 881 p.

Hélène Izembart,/Bertrand Le Boudec (2003). Traducción al español por: Jordi Gali. *Land&scapeseries: waterscapes. El tratamiento de aguas residuales mediante sistemas vegetales. Using plant systems to treat wastewater*. Barcelon, España. GUSTAVO GILI. S.A. 192 p.

Hernández Muñoz, Aurelio (1994). *Depuración de aguas residuales*. Madrid. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos: Universidad Politécnica de Madrid, Escuela de Ingenieros de Caminos, Servicio de Publicaciones. 987 p.

INEGI (2005). *Cuaderno Estadístico Municipal Chilapa de Álvarez Guerrero*. México. INEGI. 162 p.

Jairo Alberto Romero Rojas (1999). *Tratamiento De Aguas Residuales Por Lagunas De Estabilización*. México. ESCUELA COLOMBIANA DE INGENIERÍA, ALFAOMEGA. 281 p.

Jiménez Cisneros, Blanca E. (2001). *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. México. LIMUSA, COLEGIO DE INGENIEROS AMBIENTALES DE MEXICO, A C. II DE LA UNAM Y FEMISCA. 926 p.

Marquez Vazquez, Marjorie (2003). *Diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales para la escuela nacional de estudios profesionales Aragón, empleando eco tecnologías (Humedales Artificiales)*. Tesis de licenciatura México. FES ARAGÓN UNAM. 204 p.

McGhee, Terence J. (1999). *Abastecimiento de agua y alcantarillado, ingeniería ambiental*. Santafe de Bogota; México. McGraw-Hill SEXTA EDICIÓN. 602 p.

Mendez Gonzales Oscar Y Valverde Valverde Hector (2008). *Construcción de modelos piloto de tratamiento de aguas residuales para apoyo a la enseñanza de la ingeniería sanitaria en la f. E. S. Aragón*. Tesis de licenciatura México. FES ARAGÓN UNAM. 170 p.

Mongomery, James M. (1985). *Water Treatment Principles and Design*. New York. John Wiley & Sons, Inc. 696 p.

New York (Estado). Department of Health (2000). *Manual de tratamiento de aguas negras*. México. LIMUSA. 303 p.

S.A.R.H. (1988). *Agua y sociedad: una historia de las obras hidráulicas en México*. México. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría de infraestructura hidráulica. México. Subsecretaría de Infraestructura Hidraulica. 299 p.

Seoáñez Calvo, Mariano (1999). *Ingeniería medioambiental aplicada: casos prácticos: resolución de 120 casos prácticos, problemas y proyectos reales para gestores, técnicos, docentes y alumnos*. Madrid; México. Mundi Prensa. 528 p.

Seoáñez Calvo, Mariano (2005). *Depuración de las aguas residuales por tecnologías ecológicas y de bajo costo*. Madrid. MUNDI-PRENSA. 464 p.

King, horace Williams (1981). Traducido al español por: Rafael García Díaz; Traducido y adaptado al sistema métrico decimal por: Santiago Alonso. *Manual de Hidráulica*. México. Unión Tipografica Editorial Hispano-Americana. 536 p.

Referencias digitales

Blogs Teoriza, año de consulta 2010. *Población Mundial. Documento en línea*: <http://ocio.teoriza.com/cuantos-humanos-hay-en-el-mundo-poblacion-mundial-en-2012-seremos-7000-millones-y-en-2050-superaremos-los-9000>

Celis Hidalgo, JoséJunod Montano, Julio, Sandoval Estrada, Marco. *Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas*. *Theoria* [en línea] 2005, 14 [fecha de consulta: 7 de marzo de 2011] Disponible en: <<http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=29900103>>

Conavi, 2003. *Ochoa A. L., Rodríguez V. M. y Delgado B. A.. Análisis de la información del estudio de actualización de dotaciones en el país, IMTA, Jiutepec, Morelos*. Documento en línea: <http://www.conavi.gob.mx/consejo/trabajos_desarrollados/Guia_Uso_Eficiente_del_Agua.pdf>

Gobierno del Estado de Guerrero, 2008. *Geografía del Estado de Guerrero*. Documento en línea: < <http://www.guerrero.gob.mx/?P=readart&ArtOrder=ReadArt&Article=112>>

Gobierno del Estado de Guerrero, 2008. *Chilapa de Álvarez*. Documento en línea: <http://www.guerrero.gob.mx/?P=chilapa_de_alvarez>

Hidritec tecnología y gestión de recursos hídricos, 2011. *¿CUANTA AGUA HAY?* <<http://www.hidritec.com/doc-cuantaagua.htm>>

INEGI, año de consulta 2010. *Chilapa de Alvarez, Guerrero*. Documento en línea: <<http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?ent=12>> <<http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifrasdatos-geograficos1212028.pdf>>

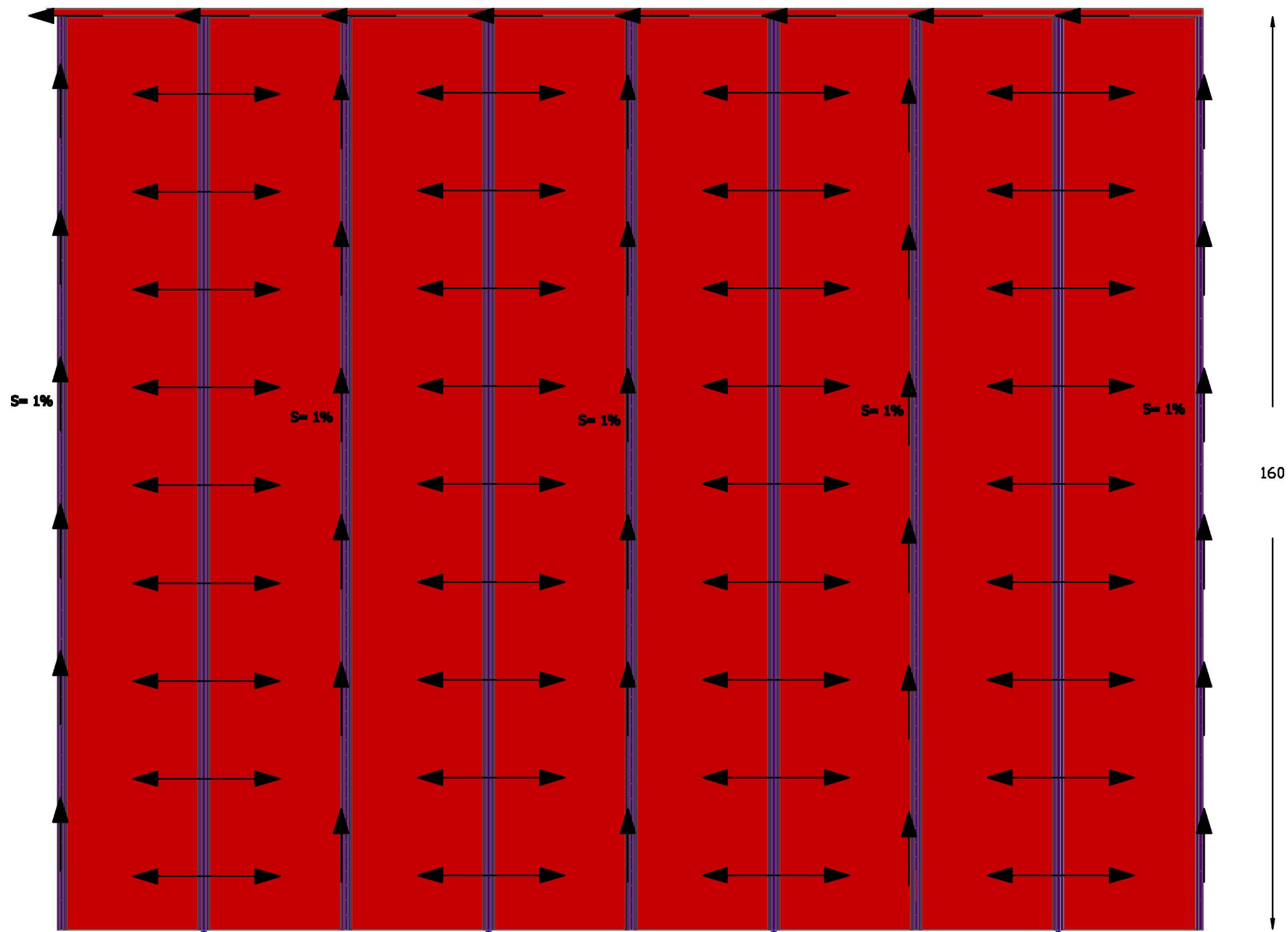
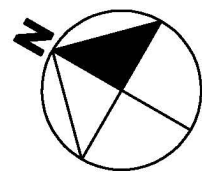
Mgar.net, año de consulta 2010. Agua. Documento en línea:
<<http://mgar.net/mar/aqua.htm>>

Pueblosamerica.com., año de consulta 2010. Chilapa de Álvarez. Documento en línea:
<<http://mexico.pueblosamerica.com/i/chilapa-de-alvarez/>>

Secretaría de Salud, año de consulta 2010. MODIFICACION a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Documento en línea:
<http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/m127ssa14.html>

Water Treatment Solutions, 2009. Glosario del agua. Documento en línea:
<<http://www.lenntech.es/glosario-aqua.htm>>

ANEXO



160

S= 1%

NOTAS

1. LAS ACOTACIONES SON LINEALES MENOS ESPESOR DE PARED
2. TODOS LOS CANALES DE DISTRIBUCIÓN Y LOS DE DESPLIEGO TIENDRAN UN ANCHO DE 2.50 M. EL CANAL COLECTOR TIENDRA 2.00 M.
3. LOS CANALES DE DISTRIBUCIÓN NO TENDRAN PENDIENTE, A DIFERENCIA A LOS DE DESPLIEGO Y EL TIEMPO DEL CANAL DE DISTRIBUCIÓN DEBERA DE SER LA MISMA QUE LA DEL TANQUE SEDIMENTADOR QUE SERA DEL 2%. EL COLECTOR GENERAL TIENDRA UNA PENDIENTE DE 0.50%
4. LA PENDIENTE DEL TERRENO DEL HUMEDAL TIENDRA UNA PENDIENTE DEL 2% TANTO A LO LARGO COMO A LO ANCHO.
5. EL TERRENO PROPUESTO ES TOTALMENTE PLANO.

CROQUIS DE LOCALIZACIÓN



SIMBOLOGÍA

- OBRA DE TOMA
- TRANSICIÓN
- CANAL DESARENADOR
- CANAL PARSHALL
- CARCAMO DE BOMBEO
- TANQUE SEDIMENTADOR
- CANAL DE DISTRIBUCIÓN Y DE DESALOJO
- HUMEDALES ARTIFICIALES
- SENTIDO DEL FLUJO EN EL HUMEDAL Y EL CANAL DE DESALOJO

NOTAS

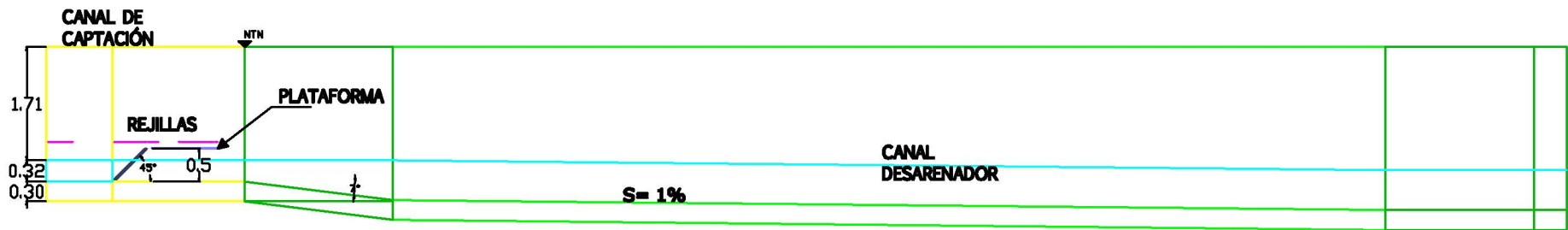
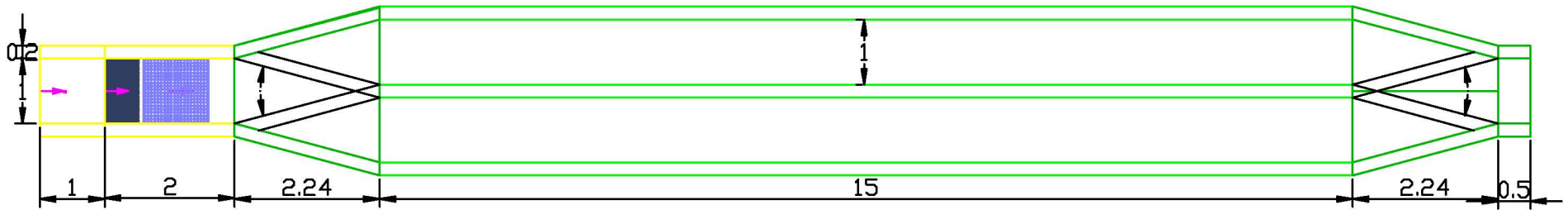
1. LAS ACOTACIONES SON EN METROS
2. EN LA PRIMERA ETAPA SERA NECESARIA LA CONSTRUCCIÓN SOLO DE 3 CELDAS DE HUMEDALES
3. SE SEGUIRA CONSTRUYENDO CELDAS DE HUMEDALES POR ETAPAS COMO SE MUESTRA EN LA TABLA 50



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
 FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ARAGÓN
 TESIS DE LICENCIATURA
 INGENIERÍA CIVIL
 PLANTA DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUAS
 RESIDUALES

REVISÓ: RAFAEL GARCÍA ARANDA
 REVISÓ M. EN C. SERGIO ALFONSO HERNÁNDEZ GONZÁLEZ

PÁGINA N.º 1



NOTAS

1. LAS ACOTACIONES EN UNIDADES SON EN METROS
2. LA PLATAFORMA ES UNA PLACA DE ACERO DE UN ESPESOR 3/8", CON PERFORACIONES DE 2" DE DIAMETRO CON SEPARACION DE CENTRO A CENTRO DE 2".
3. LAS REJILLAS SON DE UN ESPESOR DE 0.008 M CON UN ESPESOR DE 2.54 CM EL ESPESOR DE LOS ENTRECHOS SON DE 2.57 CM.
4. SE PROPONEN DOS CANALES DESARENADORES CON LA INTENCION DE QUE NO SE ENTORNECEA EL FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA CUANDO SE LE DE MANTENIMIENTO A UNO DE LOS CANALES.
5. LA BARRA DEL CANAL DESARENADOR SON DE 30 CM Y LAS PUNZAS SON DE 20 CM.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ARAÚCANO



TESIS DE LICENCIATURA
INGENIERÍA CIVIL

PLANTA Y PERFIL DEL CANAL DE CAPTACIÓN Y EL
CANAL DESARENADOR

REVISÓ EN ING. GUSTAVO ARDAS AQUINAR

REVISÓ M. EN C. SERGIO ALFONSO MARTÍNEZ GONZÁLEZ

PÁGINA N.º 2

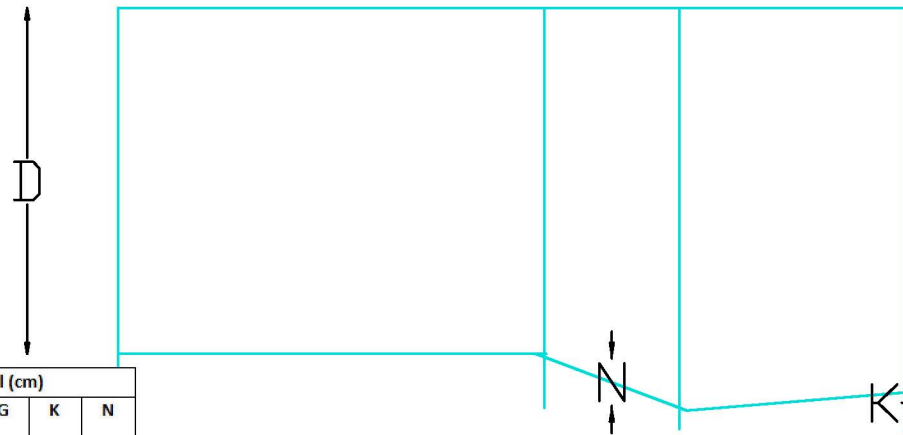
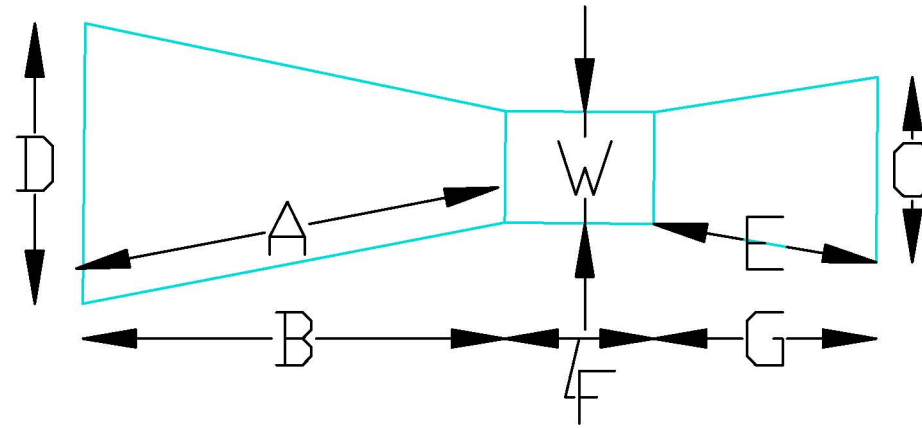


Tabla 38. Dimensiones típicas de los medidores Parshall (cm)

W		A	B	C	D	E	F	G	K	N
pulgadas	cm									
1	2.5	36.3	35.6	9.3	16.8	22.9	7.6	20.3	1.9	2.9
3	7.6	46.6	45.7	17.8	25.9	30.9	15.2	30.5	2.5	5.7
6	15.2	62.1	61	39.4	40.3	45.7	30.5	61	7.6	11.4
9	22.9	88	86.4	38	57.5	61	30.5	45.7	7.6	11.4
pies										
	cm									
1	30.5	137.2	131.4	61	84.5	91.5	61	91.5	7.6	22.9
1 1/2	45.7	144.9	142	76.2	102.6	91.5	61	91.5	7.6	22.9
2	61	152.5	149.6	91.5	120.7	91.5	61	91.5	7.6	22.9
3	91.5	167.7	164.5	122	157.2	91.5	61	91.5	7.6	22.9
4	122	183	179.5	155.5	193.8	91.5	61	91.5	7.6	22.9
5	152.5	198.3	194.1	183	230.3	91.5	61	91.5	7.6	22.9
6	183	213.5	209	213.5	266.7	91.5	61	91.5	7.6	22.9
7	213.5	228.8	224	244	303	91.5	61	91.5	7.6	22.9
8	244	244	239.2	274.5	340	91.5	61	91.5	7.6	22.9
10	305	274.5	427	366	475.9	122	91.5	183	15.3	34.3



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ARAÚCANO



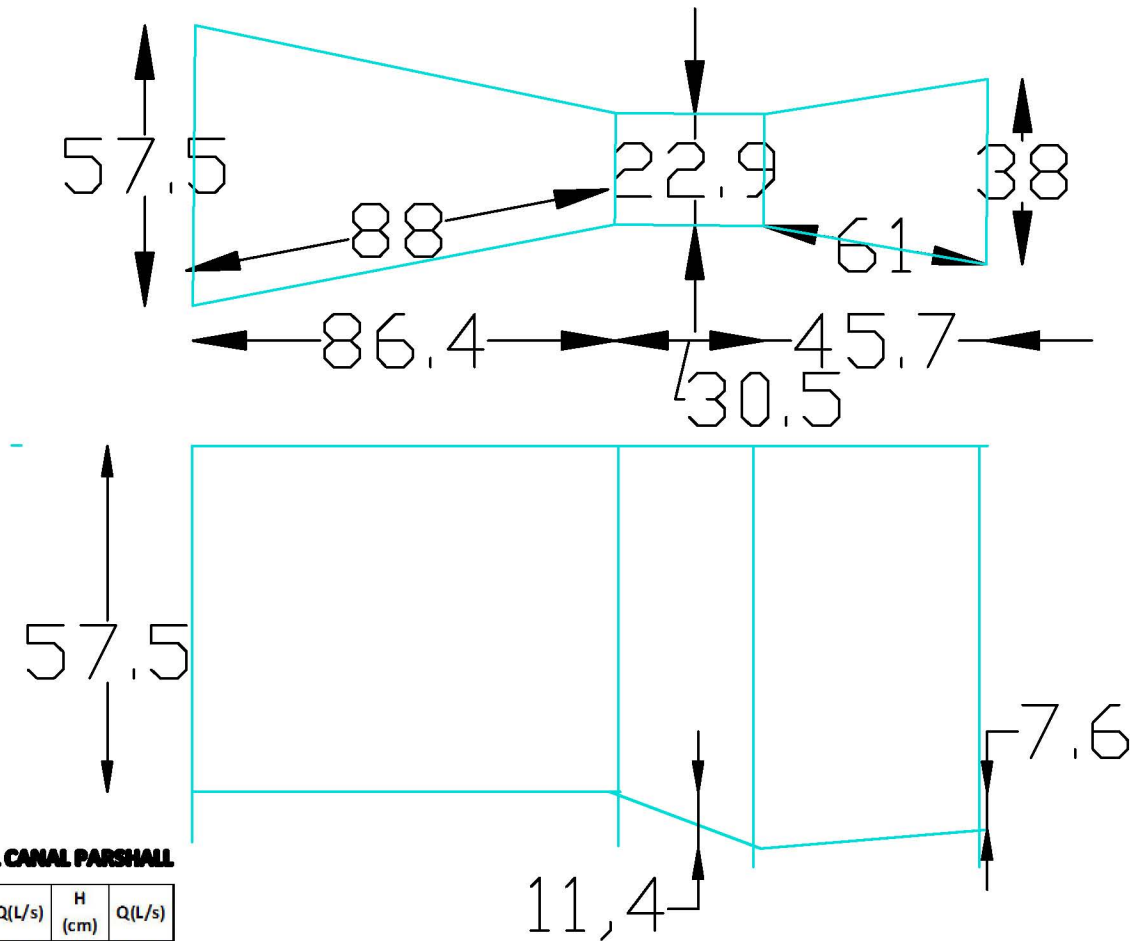
TESIS DE LICENCIATURA
INGENIERÍA CIVIL

CARACTERÍSTICAS GEOMÉTRICAS DE UN CAÑAL
PARSHALL

REVISÓ EN MIQ. GONZALO ARDAS AQUINAR

REVISÓ M. EN C. SERGIO ALFONSO MARTÍNEZ GONZÁLEZ

PÁGINA N.º 3



GASTOS PARA CADA CM DE CAPACIDAD DEL CANAL PARSHALL

H (cm)	Q(L/s)	H (cm)	Q(L/s)	H (cm)	Q(L/s)	H (cm)	Q(L/s)	H (cm)	Q(L/s)
1	0.54	11	20.98	21	56.41	31	102.37	41	157.01
2	1.55	12	23.97	22	60.58	32	107.46	42	162.91
3	2.88	13	27.09	23	64.84	33	112.64	43	168.88
4	4.47	14	30.34	24	69.2	34	117.91	44	174.92
5	6.28	15	33.72	25	73.66	35	123.25	45	181.04
6	8.3	16	37.21	26	78.22	36	128.68	46	187.23
7	10.51	17	40.83	27	82.86	37	134.19	47	193.5
8	12.89	18	44.56	28	87.61	38	139.78	48	199.83
9	15.43	19	48.41	29	92.44	39	145.44	49	206.24
10	18.13	20	52.36	30	97.36	40	151.19	50	212.71



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉRIDO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES AGRÍCOLAS



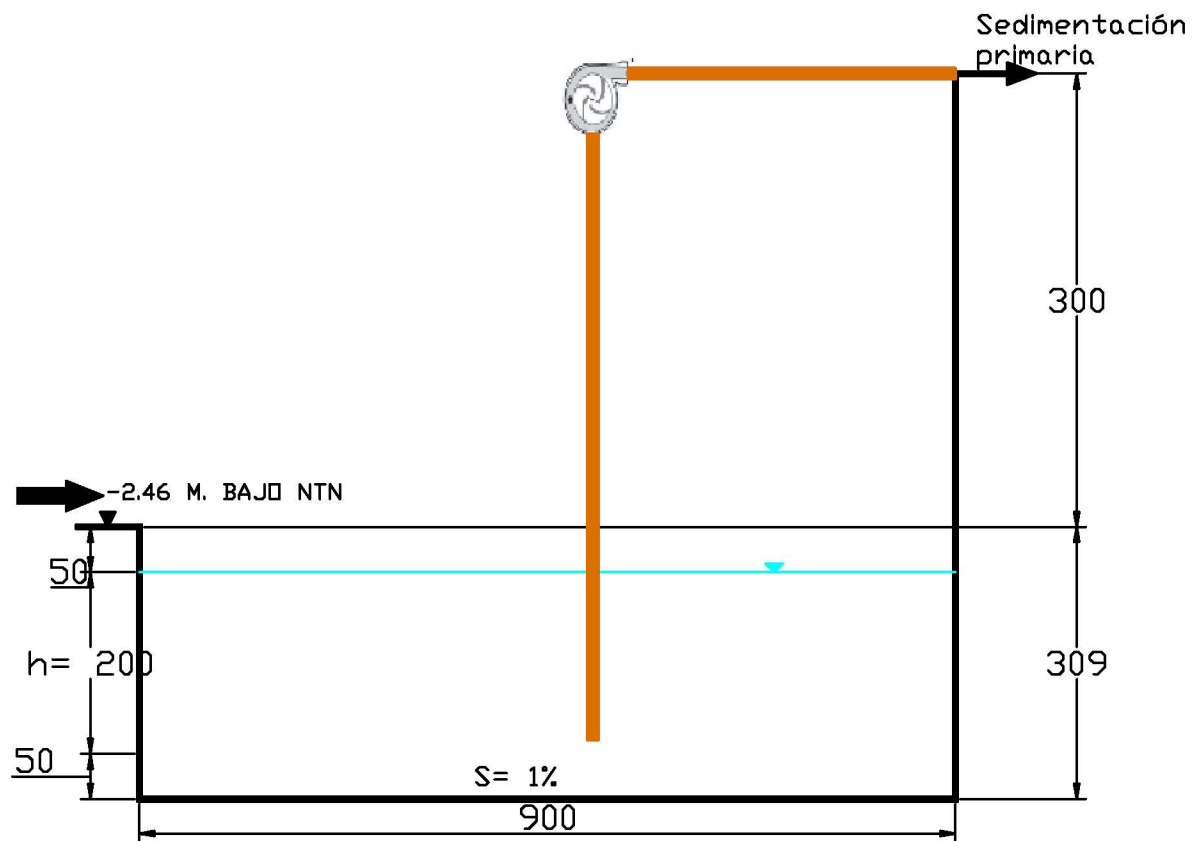
TESIS DE LICENCIATURA
INGENIERÍA CIVIL

DIMENSIONES DEL CANAL PARSHALL DE 9 PULGADAS Y GASTO SEGÚN "E"

REVISÓ EN ING. GUSTAVO ARDAS AQUINAR


REVISÓ M. EN C. SERGIO APOLO MARQUEZ GONZALEZ

PÁGINA N.º 4




NOTAS

- 1.- LAS COTACIONES EN UNIDADES ESTAN DADOS EN CENTIMETROS
- 2.- LA SECCIÓN ES CUADRADA DE 900x900
- 3.- LA BASE DEL CARCAJO DE BOMBEO SERA DE 30 CM, LAS PAREDES SERAN DE 20 CM.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉRIDA
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ARAUCÁN

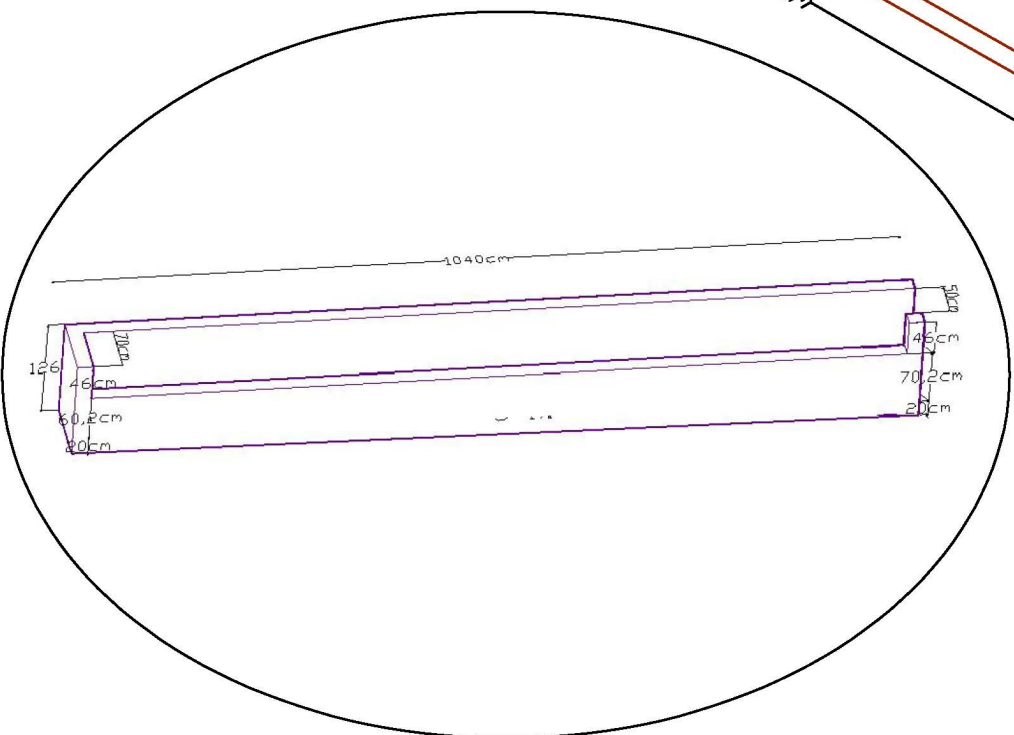
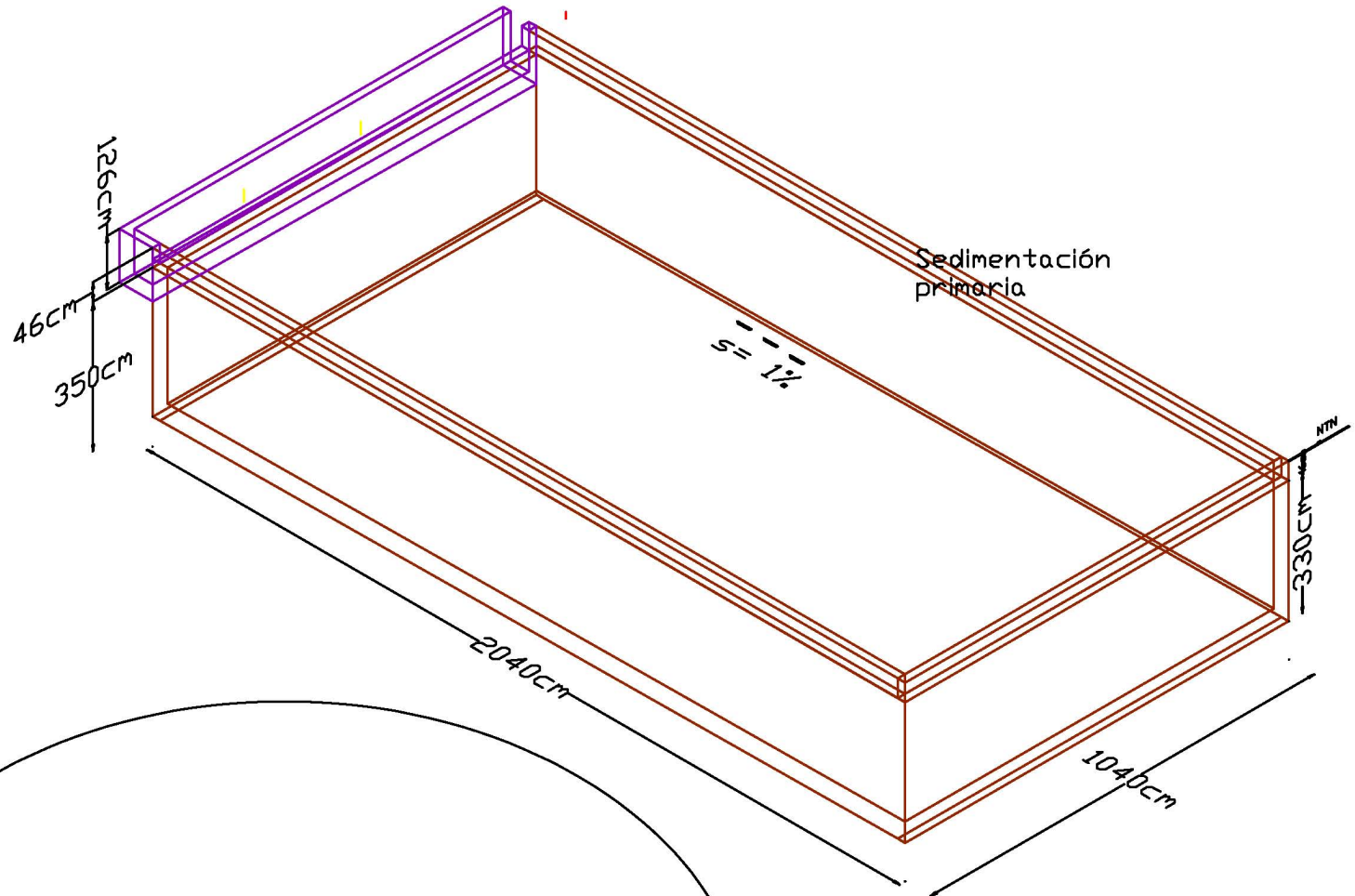


TESIS DE LICENCIATURA
 INGENIERÍA CIVIL

CARCAJO DE BOMBEO

RENZO EMANUEL GONZALO ARCOZ AQUINAR
REVISÓ M. EN C. SERGIO ALFONSO MARTÍNEZ GONZÁLEZ

PAÑO N.º 5



NOTAS

1. LAS ACOTACIONES SIN UNIDADES ESTAN DADOS EN CENTIMETROS
2. LA BASE DEL TANQUE SEDIMENTADOR SERA DE 30 CM. Y LA DEL CANAL DISTRIBUIDOR DE 20 CM. LAS PAREDES SERAN DE 20 CM.



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ARAÚCAN**

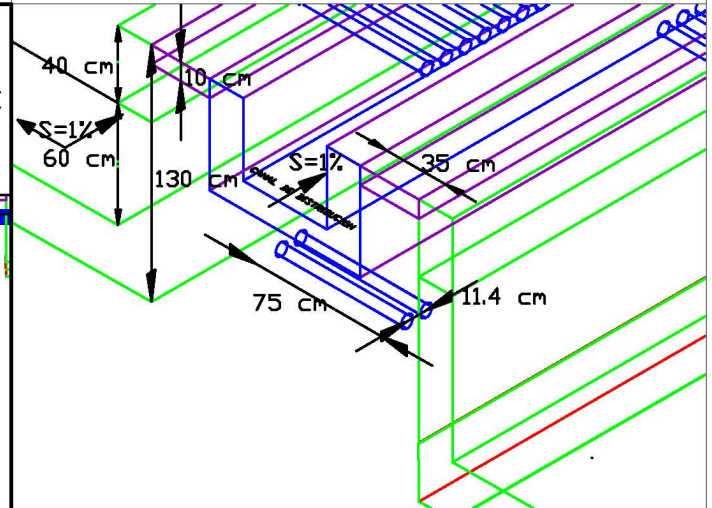
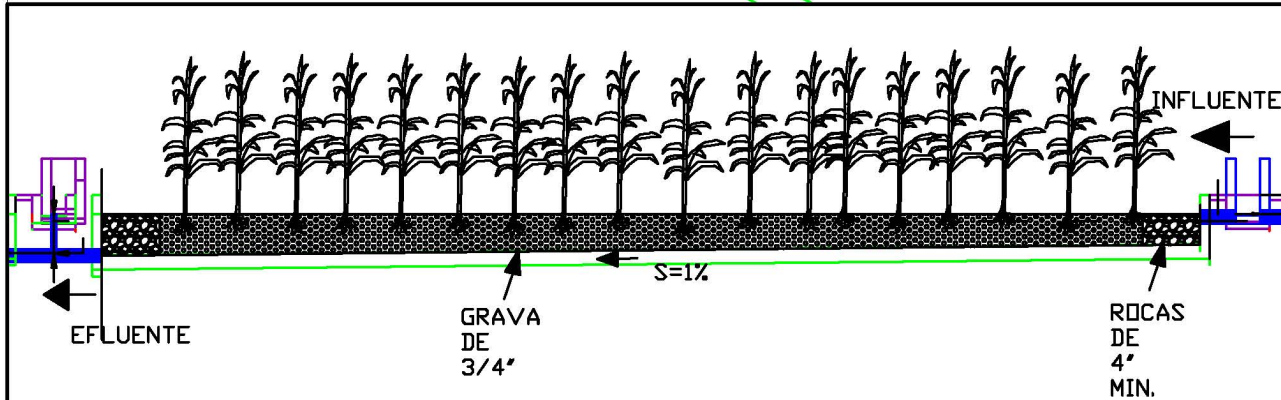
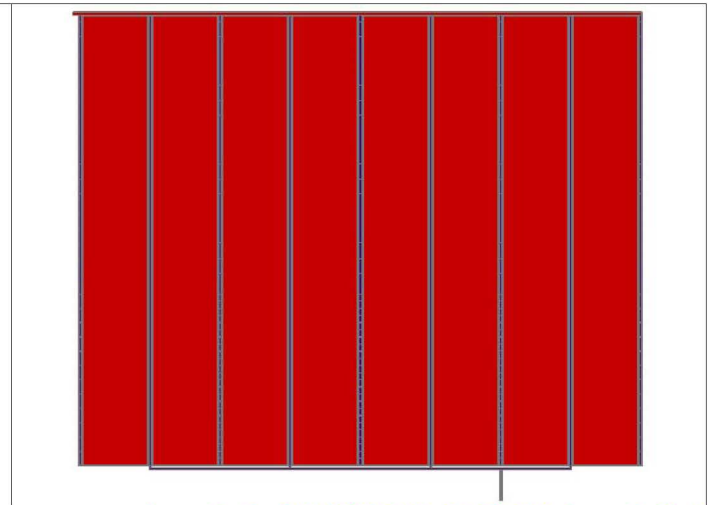
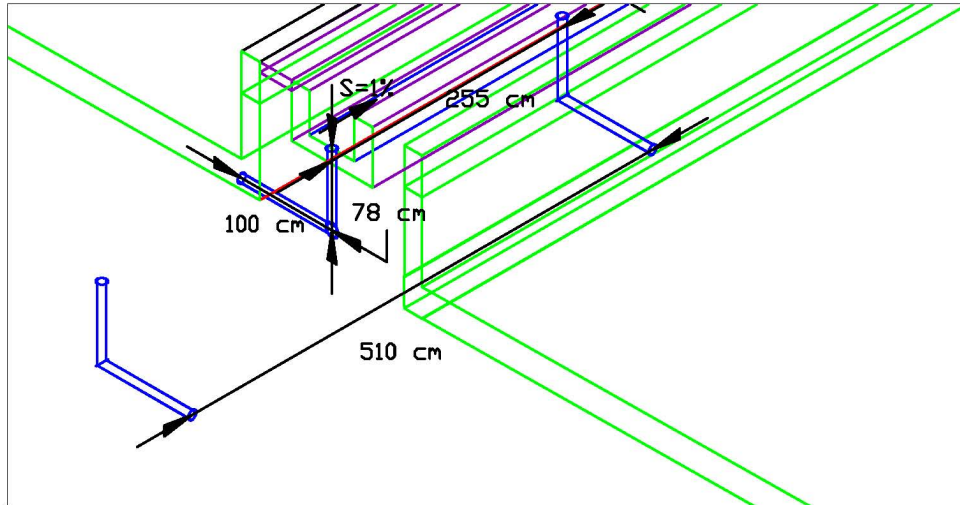


**TESIS DE LICENCIATURA
INGENIERÍA CIVIL**

ISOMETRICO DEL CANAL DESARENADOR Y EL CANAL DE DISTRIBUCIÓN

**REVISÓ ENARD GONZALO ARCOZ AGUIAR
REVISÓ H. EN C. SERGIO ALFONSO HERNÁNDEZ GONZÁLEZ**

PÁGINA N.º 6



NOTAS

- 1_ LA TUBERIA USADA PARA LA ALIMENTACIÓN DE AGUA A LOS HUMEDALES SERA DE 3" DE DIAMETRO Y SU DISTANCIA DE CENTRO A CENTRO SERA DE 11.4 CM.
- 2_ EL GROSOR DE LA BASE SERA DE 30 CM Y LAS PAREDES SERAN DE 20 CM, IMPERMEABLES TOTALMENTE.
- 3_ LA TUBERIA PARA EL RETIRO DE AGUA DE LOS HUMEDALES SERAN DE 4".
- 4_ EN EL PRIMER Y ULTIMO METRO DEL HUMEDAL SE USARA ROCAS DE 4" DE GRANULOMETRIA. EN EL RESTO SERA GRAVA DE 3/4".



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ARAGÓN



TESIS DE LICENCIATURA
INGENIERÍA CIVIL

PLANTA Y PERFIL DEL HUMEDAL HORIZONTAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL.

RENZO DAVID GONZALO ARDAS AQUINO
REVISO M. EN C. SERGIO ALFONSO MARTÍNEZ GONZÁLEZ

PÁGINA N.º 7