



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

"ESTUDIO DE MODELOS DE FILTRACION LENTA  
EN ARENA PARA LA DESNITRIFICACION  
BIOLÓGICA DEL AGUA"

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

Ingeniero Mecánico Eléctrico

P R E S E N T A :

RAUL MARTINEZ SOTO

Director de Tesis: M. en I. Joel Retamoza López

Co-director: M. en I. Arturo Barba Pingarrón

Asesor Técnico: Ing. Fernando Rosales Cristerna

Asesora Técnica (Laboratorio) :

QFB. Blanca Cecilia Gómez Ramírez



MEXICO, D. F.

1993

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional  
Autónoma de México



## **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 está 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.

## INDICE

LISTA DE TABLAS

LISTA DE FIGURAS

RESUMEN

### 1 INTRODUCCION

- 1.1 Antecedentes
- 1.2 Objetivos
- 1.3 Alcances y Limitaciones

### 2 ASPECTOS TEORICOS

#### 2.1 Nitrógeno

##### 2.1.1 Ciclo del nitrógeno

- 2.1.1.1 Fijación
- 2.1.1.2 Amonificación
- 2.1.1.3 Asimilación
- 2.1.1.4 Nitrificación
- 2.1.1.5 Desnitrificación

##### 2.1.2 Fuentes del nitrógeno

- 2.1.2.1 Fuentes naturales
- 2.1.2.2 Fuentes artificiales

##### 2.1.3 Efectos de la descarga del nitrógeno

- 2.1.3.1 Bioestimulación de las aguas superficiales
- 2.1.3.2 Toxicidad
- 2.1.3.3 Efectos sobre la eficiencia de la desinfección
- 2.1.3.4 Agotamiento del oxígeno disuelto en cuerpos receptores de agua
- 2.1.3.5 Reuso de agua

##### 2.1.4 Nitrificación

- 2.1.4.1 Microbiología
- 2.1.4.2 Síntesis y estequiometría
- 2.1.4.3 Cinética de nitrificación

- 2.1.4.4 Efectos del oxígeno disuelto
- 2.1.4.5 Efectos de la temperatura
- 2.1.4.6 Efectos del pH sobre la nitrificación
- 2.1.4.7 Efectos de sustancias tóxicas e inhibitorias

#### 2.1.5 Desnitrificación

- 2.1.5.1 Microbiología y estequiometría
- 2.1.5.2 Desnitrificación heterótrofa
- 2.1.5.3 Desnitrificación autótrofa

#### 2.1.6 Procesos de tratamiento para la eliminación del nitrógeno

- 2.1.6.1 Osmosis inversa
- 2.1.6.2 Intercambio iónico
- 2.1.6.3 Procesos biológicos
  - 2.1.6.3.1 Nitrificación
  - 2.1.6.3.2 Desnitrificación

#### 2.1.7 Efectos del nitrógeno a la salud

### 2.2 Generalidades de filtración

#### 2.2.1 Historia de la filtración

#### 2.2.2 Aplicaciones de la filtración en tratamiento de agua y agua residual

#### 2.2.3 Características de las partículas removidas por filtros

#### 2.2.4 Filtración

##### 2.2.4.1 Mecanismos de filtración

- 2.2.4.1.1 Mecanismos de transporte
- 2.2.4.1.2 Mecanismos de adherencia

##### 2.2.4.2 Cinética de filtración

##### 2.2.4.3 Hidráulica de la filtración

##### 2.2.4.4 Factores que influyen en la filtración

- 2.2.4.4.1 Características de la suspensión
- 2.2.4.4.2 Características del medio filtrante

##### 2.2.4.5 Materiales filtrantes granulares

- 2.2.4.5.1 Tamaño de grano y distribución de los tamaños
- 2.2.4.5.2 Forma de grano y variación de la forma

## 2.3 Experiencia de la filtración lenta en arena

- 2.3.1 Experiencia en México
- 2.3.2 Experiencia en Colombia
- 2.3.3 Experiencia en Perú
- 2.3.4 Experiencia en Estados Unidos de América
- 2.3.5 Experiencia en Europa

## 2.4 Filtración lenta en arena

- 2.4.1 Teoría de la filtración lenta en arena
- 2.4.2 Estructura del filtro lento en arena
  - 2.4.2.1 Estructura de entrada
  - 2.4.2.2 Capa de agua sobrenadante
  - 2.4.2.3 Lecho filtrante
  - 2.4.2.4 Sistema de bajo dren
  - 2.4.2.5 Cámara de salida
  - 2.4.2.6 Control de flujo
- 2.4.3 Consideraciones de diseño
  - 2.4.3.1 Periodo de diseño
  - 2.4.3.2 Tasa de filtración
  - 2.4.3.3 Modo de operación
  - 2.4.3.4 Número de unidades
  - 2.4.3.5 Altura del lecho filtrante
- 2.4.4 Costos
- 2.4.5 Operación y mantenimiento
  - 2.4.5.1 Arranque de filtro lento de arena
  - 2.4.5.2 Operación diaria
  - 2.4.5.3 Limpieza
  - 2.4.5.4 Rearenado

### **3 DESCRIPCION DEL PROYECTO**

- 3.1 Estudio de la desnitrificación biológica mediante la filtración lenta en modelos a escala laboratorio
- 3.2 Operación y muestreo
- 3.3 Análisis estadístico de los datos reportados por el laboratorio

### **4 METODOLOGIA**

- 4.1 Metodología para el estudio de modelos en laboratorio
  - 4.1.1 Metodología para el Filtro 1
  - 4.1.2 Metodología para el sistema de tratamiento para agua superficial
  - 4.1.3 Metodología para el sistema de tratamiento para agua subterránea
- 4.2 Pruebas de laboratorio

### **5 RESULTADOS**

- 5.1 Resultados de los sistemas de tratamiento para agua superficial y subterránea en modelos de laboratorio
  - 5.1.1 Sistema de tratamiento para agua superficial en modelos de laboratorio
  - 5.1.2 Sistema de tratamiento para agua subterránea en modelos de laboratorio

### **6 CONCLUSIONES**

### **7 RECOMENDACIONES**

### **8 BIBLIOGRAFIA**

### **ANEXO 1**

## LISTA DE TABLAS

- TABLA 1 VALORES TIPICOS DE COEFICIENTES CINETICOS PARA BACTERIAS NITRIFICANTES
- TABLA 2 DATOS TIPICOS DE DISEÑO PARA LA REMOCION DE NITRATOS POR INTERCAMBIO IONICO
- TABLA 3 EXPERIENCIA DE LA REMOCION DE AMONIACO MEDIANTE PROCESOS BIOLOGICOS
- TABLA 4 EXPERIENCIA DE LA REMOCION DE NITRATOS MEDIANTE PROCESOS BIOLOGICOS
- TABLA 5 CARACTERISTICAS DE PARTES REMOVIDAS POR FILTROS
- TABLA 6 DATOS DE COEFICIENTES DE ESFERICIDAD Y PESO ESPECIFICO PARA VARIOS MATERIALES GRANULARES
- TABLA 7 CARACTERISTICAS DE MATERIALES GRANULARES
- TABLA 8 SISTEMAS DE FILTRACION LENTA EN ARENA INSTALADOS EN LA REPUBLICA MEXICANA
- TABLA 9 EFICIENCIAS TIPICAS DE TRATAMIENTO PARA FILTROS LENTOS DE ARENA
- TABLA 10 PARAMETROS DE OPERACION DE LOS PROYECTOS DE DEMOSTRACION A ESCALA REAL. BASADO EN INFORMACION RECOLECTADA EN EL PERIODO OCT./1990 A SEP./1991.
- TABLA 11 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS DE SIETE PLANTAS A ESCALA REAL EN EL VALLE DEL CAUCA
- TABLA 12 DATOS DE TURBIEDAD DE SIETE PLANTAS A ESCALA REAL EN EL VALLE DEL CAUCA
- TABLA 13 DATOS DE COLOR REAL DE SIETE PLANTAS A ESCALA REAL EN EL VALLE DEL CAUCA
- TABLA 14 DATOS DE COLIFORMES FECALES DE SIETE PLANTAS A ESCALA REAL EN EL VALLE DEL CAUCA
- TABLA 15 PROBLEMAS OPERACIONALES DE 16 FILTROS LENTOS DE ARENA EN PERU
- TABLA 16 VISION DE LA EVOLUCION DE LAS NORMAS PARA TURBIEDAD DEL AGUA POTABLE EN LOS ESTADOS UNIDOS
- TABLA 17 FILTROS LENTOS EN ESTADOS UNIDOS DE AMERICA

- TABLA 18 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS FILTROS LENTOS DE ARENA
- TABLA 19 CRITERIOS DE DISEÑO PARA FILTROS LENTOS DE ARENA
- TABLA 20 COSTOS DE CONSTRUCCION DE FILTROS LENTOS CON ARENA Y SISTEMAS CONVENCIONALES EN LA INDIA
- TABLA 21 PROGRAMA DE MANTENIMIENTO PARA UN FILTRO LENTO DE ARENA EN ZONAS RURALES DE UN PAIS EN VIAS DE DESARROLLO
- TABLA 22 CRITERIO DE DISEÑO PARA EL FILTRO 1
- TABLA 23 CRITERIO DE DISEÑO PARA EL FILTRO 2
- TABLA 24 CRITERIO DE DISEÑO DEL FILTRO 3
- TABLA 25 CRITERIO DE DISEÑO PARA EL FILTRO 4
- TABLA 26 PREPARACION DEL AGUA SINTETICA
- TABLA 27 PREPARACION DEL AGUA SINTETICA QUE SIMULA AGUA SUBTERRANEA
- TABLA 28 RELACIONES C:N EN LA SOLUCION DE NITRATOS-GLUCOSA SUMINISTRADA AL SISTEMA DE FILTRACION
- TABLA 29 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS FISICOS
- TABLA 30 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS QUIMICOS
- TABLA 31 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS QUIMICOS (METALES PESADOS)
- TABLA 32 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS BACTERIOLOGICOS
- TABLA 33 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS ORGANICOS
- TABLA 34 REMOCION DE TURBIEDAD, COLOR, COLIFORMES TOTALES, COLIFORMES FECALES Y DEMANDA DE QUIMICA DE OXIGENO EN EL FILTRO LENTO EN ARENA EN LABORATORIO
- TABLA 35 PARAMETROS DE OPERACION DEL FILTRO LENTO EN ARENA EN LABORATORIO
- TABLA 36 DETERMINACION DEL DIAMETRO GEOMETRICO DE LOS GRANOS
- TABLA 37 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU
- TABLA 38 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE TURBIEDAD (UTN)

- TABLA 39 EFICIENCIAS DE REMOCION DE TURBIEDAD
- TABLA 40 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO
- TABLA 41 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO
- TABLA 42 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE
- TABLA 43 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE
- TABLA 44 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE
- TABLA 45 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES
- TABLA 46 EFICIENCIAS DE REMOCION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES
- TABLA 47 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO
- TABLA 48 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO
- TABLA 49 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE
- TABLA 50 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE
- TABLA 51 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE
- TABLA 52 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE COLOR
- TABLA 53 EFICIENCIAS DE REMOCION DE COLOR
- TABLA 54 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO
- TABLA 55 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO
- TABLA 56 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE
- TABLA 57 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

TABLA 58	VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO				
TABLA 59	EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO				
TABLA 60	DATOS DE NITROGENO ORGANICO REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE	POR	EL		
TABLA 61	DATOS DE NITROGENO ORGANICO REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE	POR	EL		
TABLA 62	VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITROGENO ORGANICO				
TABLA 63	EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITROGENO ORGANICO				
TABLA 64	DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO	POR	EL		
TABLA 65	DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO	POR	EL		
TABLA 66	DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO	POR	EL		
TABLA 67	DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE	POR	EL		
TABLA 68	DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE	POR	EL		
TABLA 69	DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE	POR	EL		
TABLA 70	DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE	POR	EL		
TABLA 71	VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE COLIFORMES FECALES (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h )				
TABLA 72	EFICIENCIAS DE REMOCION DE COLIFORMES FECALES				
TABLA 73	DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO				
TABLA 74	DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO				
TABLA 75	DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIMBRE				
TABLA 76	DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE				
TABLA 77	DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE				

- TABLA 78 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO
- TABLA 79 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO
- TABLA 80 CALCULO DEL COEFICIENTE DE DARCY (SISTEMA DE FILTRACION DE AGUA SUPERFICIAL)
- TABLA 81 CALCULO DEL COEFICIENTE DE DARCY (SISTEMA DE FILTRACION DE AGUA SUBTERRANEA)
- TABLA 82 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO
- TABLA 83 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO
- TABLA 84 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE
- TABLA 85 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE
- TABLA 86 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 87 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h )
- TABLA 88 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO (C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 89 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO (C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h )
- TABLA 90 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO (C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 91 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO (C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h )
- TABLA 92 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO (C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h)
- TABLA 93 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO (C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h )
- TABLA 94 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO
- TABLA 95 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO
- TABLA 96 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

- TABLA 97 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE
- TABLA 98 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 99 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h )
- TABLA 100 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO (C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 101 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO (C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h )
- TABLA 102 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO (C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 103 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO (C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h )
- TABLA 104 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO (C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h)
- TABLA 105 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO (C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h )
- TABLA 106 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO
- TABLA 107 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO
- TABLA 108 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE
- TABLA 109 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE
- TABLA 110 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE NOVIEMBRE
- TABLA 111 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 112 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h )
- TABLA 113 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS (C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 114 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS (C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h )

- TABLA 115 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS (C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h)
- TABLA 116 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS (C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h )
- TABLA 117 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS (C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h)
- TABLA 118 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS (C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h )
- TABLA 119 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS (C:N = 7.40 ; V = 1.50 m/h)
- TABLA 120 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS (C:N = 7.40 ; V = 1.50 m/h )
- TABLA 121 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU PRIMERA FASE
- TABLA 122 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU SEGUNDA FASE
- TABLA 123 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE TURBIEDAD (UTN)
- TABLA 124 EFICIENCIAS DE REMOCION DE TURBIEDAD
- TABLA 125 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE TURBIEDAD (UTN)
- TABLA 126 EFICIENCIAS DE REMOCION DE TURBIEDAD

## LISTA DE FIGURAS

- FIG 1 El ciclo del nitrógeno
- FIG 2 Distribución normal de nitratos y nitritos en los humanos
- FIG 3 Aplicaciones de la filtración en sistemas de tratamiento
- FIG 4 Remoción por impacto inercial
- FIG 5 Contacto de partículas. Mecanismo de intercepción
- FIG 6 Remoción por sedimentación
- FIG 7 Mecanismo de difusión
- FIG 8 Interacción entre grano de arena y partícula de arcilla cargada negativamente
- FIG 9 Análisis del proceso de filtración
- FIG 10 Formas típicas de materiales granulares
- FIG 11 Planta de tratamiento Lengg - Diagrama de flujo esquemático
- FIG 12 Componentes básicos de un filtro lento de arena controlada a la salida
- FIG 13 Componentes básicos de un filtro lento de arena controlada a la entrada
- FIG 14 Rearenado de un filtro lento en arena
- FIG 15 Esquema del Filtro 1
- FIG 16 Diagrama esquemático del sistema de filtración lenta en arena del Filtro 1
- FIG 17 Esquema del Filtro 2
- FIG 18 Diagrama esquemático del sistema de tratamiento para agua superficial
- FIG 19 Esquema del Filtro 3
- FIG 20 Esquema del Filtro 4
- FIG 21 Diagrama esquemático del sistema de tratamiento para agua subterránea

- FIG 22 Constante de permeabilidad de Darcy para el filtro lento en arena en laboratorio
- FIG 23 Carga hidráulica a través del lecho filtrante del filtro lento en arena en laboratorio
- FIG 24 Eficiencia de remoción de turbiedad (Sistema de filtración para agua superficial)
- FIG 25 Eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales (Sistema de filtración para agua superficial)
- FIG 26 Eficiencia de remoción de color (Sistema de filtración para agua superficial)
- FIG 27 Eficiencia de remoción de DQO (Sistema de filtración para agua superficial)
- FIG 28 Eficiencia de remoción de N-orgánico (Sistema de filtración para agua superficial)
- FIG 29 Eficiencia de remoción de coliformes fecales (Sistema de filtración para agua superficial)
- FIG 30 Eficiencia de remoción de fierro (Sistema de filtración para agua superficial)
- FIG 31 Comportamiento del coeficiente de Darcy (Filtro lento para agua superficial)
- FIG 32 Comportamiento del coeficiente de Darcy (Filtro lento para agua subterránea)
- FIG 33 Eficiencia de remoción de nitratos (Sistema de filtración para agua subterránea)
- FIG 34 Eficiencia de remoción de nitratos, manganeso y fierro (Sistema de filtración para agua subterránea)
- FIG 35 Eficiencia de remoción de nitratos, manganeso y fierro (Sistema de filtración para agua subterránea)
- FIG 36 Eficiencia de remoción de nitratos (Sistema de filtración para agua subterránea)
- FIG 37 Eficiencia de remoción de turbiedad (Sistema de filtración para agua subterránea)
- FIG 38 Eficiencia de remoción de turbiedad (Sistema de filtración para agua subterránea)

# RESUMEN

## RESUMEN.

El presente trabajo titulado " Estudio de modelos de filtración lenta para la desnitrificación biológica del agua" la podemos dividir en tres aspectos:

1) Instalación de los modelos de filtración, 2) Operación del sistema de filtración, 3) Evaluación de resultados.

Se llevó a cabo la habilitación del área de modelos del CIECCA y de la DEPTI para recibir los cilindros de acrílico empleados como filtros lentos y filtros ascendentes, se instaló sus respectivas redes de tuberías tanto de alimentación como de descarga, así como sus puntos de muestreo, piezómetros para medir la pérdida de carga y sus tablas graduadas para mediciones. Cada uno de los cilindros fue cargado con arena de diferentes granulometrías que sirven de medio filtrante.

Con respecto a la operación, se vigila de manera permanente que exista agua de alimentación suficiente para el sistema, regulación de flujos, preparación de agua sintética y organismo indicador así como la solución de glucosa y nitratos.

Una parte muy importante de la operación es el muestreo, que se realiza cada tercer día y con lo que se obtienen datos de parámetros físico químicos, microbiológicos y básicamente las cantidades de remoción de nitratos en el sistema de filtración.

Diariamente se determina la pérdida de carga en ambos filtros, gastos máxicos y en cada uno de los puntos de muestreo se determina pH, oxígeno disuelto, turbiedad y temperatura.

Se efectuaron 57 muestreos de los parámetros analizados "in situ" antes mencionados. Así mismo se efectuaron 26 muestreos que se enviaron al laboratorio central de la subcoordinación de calidad del agua para el análisis de los siguientes parámetros físico-químicos: Color, Cloro, N-org, N-NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, Hierro, Coliformes Fecales, Coliformes Totales, DQO, DBO, SST, Dureza de Calcio, Dureza Total y Alcalinidad Total. Todos éstos parámetros fueron determinados para cada uno de los nueve puntos de que constaba el sistema de filtración y con lo que podíamos monitorear las concentraciones a la entrada y salida del los filtros.

Con los resultados obtenidos de las muestras analizadas se obtuvo para cada punto y para cada parámetro su media, desviación estandar, valor máximo, valor mínimo y número de datos para que, una vez con la información codificada se calcularan las eficiencias de remoción.

Entre las eficiencias de remoción más sobresalientes tenemos la de turbiedad, en la que se obtuvo un 90.01 %, Coliformes Fecales 98.35 %, Sólidos Suspendidos Totales 95.47 %, Color 89.06 % y N-org 56.65 % de remoción total en el sistema de filtración de agua superficial.

La eficiencia de remoción de nitratos en el sistema de tratamiento completo de agua subterránea se ve incrementada a medida que aumenta la relación C:N para cualquiera de las velocidades de filtración ascendente (0.75 y 1.5 m/h) siendo la mayor remoción de nitratos conseguida de 71.43 % .

Por otra parte con los datos recopilados diariamente de pérdidas de carga y flujos de entrada y salida se calcularon los coeficientes de Darcy experimentales y teóricos, en el sistema de agua superficial encontramos que la pérdida de carga teórica para lecho limpio fué de 1.92 cm y la constante de permeabilidad de Darcy igual a 0.1551 cm/s. Sin embargo, la pérdida de carga observada y la constante de Darcy son de 2.4 cm y 0.124 cm/s respectivamente.

En el caso del sistema de tratamiento de agua subterránea encontramos que la pérdida de carga teórica para lecho limpio fué de 2.346 cm y la constante de permeabilidad de Darcy de 0.1599 cm/s. Sin embargo la pérdida de carga observada y la constante de Darcy fueron de 0.8 cm y 0.4691 cm/s respectivamente.

# INTRODUCCION

## 1 INTRODUCCION

Este proyecto contribuye con la investigación a nivel internacional para aplicar procesos biológicos con fines de potabilización de agua, la búsqueda de tecnologías de tratamiento de bajo costo y la transferencia de tecnologías de tratamiento para sistemas de abastecimiento de agua apropiadas a las condiciones y tipo de región de nuestro país, considerando para ello que el grado de tratamiento del agua y la combinación de los procesos de tratamiento dependen en gran medida de la fuente de abastecimiento y calidad del agua.

La realización del proyecto considera el estudio experimental de modelos de filtración lenta en laboratorio.

### 1.1 Antecedentes

De las fuentes de abastecimiento, las aguas de pozo son a menudo sometidas a un tratamiento mínimo por considerarlas de bajo riesgo. Las aguas superficiales por el contrario, requieren generalmente un tratamiento mayor debido a la exposición directa a los contaminantes. Los principales problemas de contaminación de los sistemas de abastecimiento están relacionados con compuestos orgánicos e inorgánicos potencialmente tóxicos, tales como pesticidas y nitratos, así como microorganismos patógenos. Muchos de estos contaminantes son solubles en el agua y por tanto pobremente removidos por los procesos convencionales de tratamiento. El tratamiento convencional consiste en procesos fisicoquímicos que son efectivos para remover dureza, sabor, olores y patógenos. Este tratamiento incluye coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección.

El nitrógeno en forma de nitratos es tóxico al ser humano. La concentración máxima permitida de nitratos en agua potable (Estados Unidos) es de 10 mg/L. Sin embargo, en áreas agrícolas donde son utilizados compuestos del nitrógeno como fertilizantes; luego que éstos son infiltrados a través del suelo a las aguas subterráneas, la concentración de nitratos puede alcanzar 1000 mg/L. Las personas adultas pueden tolerar 0.4 mg de  $\text{NO}_3/\text{kg}$  de peso-día. No obstante, concentraciones de 90 a 140 mg/L, provoca la enfermedad denominada metahemoglobinemia en infantes (Gaudy and Gaudy, 1980).

Estudios recientes han sugerido que el nitrato podría jugar un papel en la producción de nitrosaminas en el estómago. Las nitrosaminas son sustancias carcinogénicas y en 1973 Hill *et al* (citado por Howard, 1985) presentó evidencias sobre la posible relación entre el cáncer gástrico y la alta concentración de nitratos en el agua ingerida. Sin embargo, el nitrito puede

reaccionar con varias aminas para formar nitrosaminas. El nitrato ingerido en alimentos o agua, puede ser usado como aceptor de electrones por bacterias del intestino humano y el nitrito formado puede entonces formar las nitrosaminas.

La contaminación por nitratos se presenta en mayor magnitud en abastecimientos superficiales y aguas de pozo localizados en zonas agrícolas. El uso no controlado de fertilizantes nitrogenados genera aportaciones considerables de nitratos a las aguas subterráneas, tal es el caso del Valle agrícola de Culiacán en el estado de Sinaloa. Dicho estado cuenta con 11 ríos, de las cuales dos corrientes superficiales (Río Culiacán y Río Fuerte) reciben más del 50% de las descargas tóxicas industriales y domésticas del estado (Universidad Autónoma de Sinaloa, 1990).

Los fertilizantes que se aplican en campos agrícolas son convertidos a nitratos por la actividad microbiana y pueden infiltrarse a través del suelo y contaminar los mantos freáticos.

La materia orgánica presente en forma natural en el suelo puede formar por la acción de bacterias una fuente remanente de nitratos y otros productos, conocidos como lixivados que al infiltrarse en el suelo contaminan los mantos freáticos.

La presencia de nitratos en los cuerpos de agua también son originados por fuentes puntuales como lagunas de desecho, descargas de aguas residuales y fosas sépticas.

De los procesos de tratamiento conocidos, los procesos biológicos tienen la ventaja de remover contaminantes que no son removidos eficientemente mediante tratamientos convencionales, tales como materia orgánica biodegradable, compuestos orgánicos sintéticos, nitrógeno amoniacal, hierro y manganeso.

La filtración lenta en arena es un sistema que favorece la formación de una capa biológica, la cual es capaz de oxidar biológicamente a la materia orgánica y nitrogenada. Estos compuestos disminuyen paulatinamente conforme son utilizados por los microorganismos en su metabolismo y reproducción, generando una reducción de sabores, olores y la cantidad de precursores (materia orgánica y nitrogenada) para la formación de subproductos (cloraminas y trihalometanos) en el proceso de desinfección.

De las técnicas disponibles para la remoción de nitratos en agua, tan sólo intercambio iónico y desnitrificación biológica son factibles, debido a su eficiencia y no tienen el inconveniente de tratamiento y disposición de desechos.

De las tecnologías en estudio de bajo costo y de aplicación a comunidades rurales, la filtración lenta en arena es una opción viable para llevar a cabo la desnitrificación biológica.

En México la práctica en la potabilización del agua es evitar el desarrollo de la actividad biológica mediante la precloración y

una rigurosa acción limpiadora del lecho del filtro; sin embargo, la experiencia de otros países que emplean criterios de tratamiento con actividad biológica les ha resultado favorable y a bajo costo.

### **1.2 Objetivos**

Los objetivos del proyecto son , analizar a nivel laboratorio la remoción biológica de materia orgánica y nitrogenada, empleando modelos de filtración lenta de arena y filtración ascendente.

### **1.3 Alcances y Limitaciones**

Los resultados esperados son: la evaluación de la capacidad de remoción de materia orgánica y nitrogenada, por procesos biológicos en la filtración lenta y filtración ascendente.

# ASPECTOS TEORICOS

---

## 2 ASPECTOS TEORICOS.

### 2.1 Nitrógeno

El nitrógeno es uno de los elementos más comunes en la atmósfera, el cual se disuelve rápidamente en sistemas acuosos. El nitrógeno molecular es biológicamente inerte y no participa en algunos procesos biológicos. Una de las razones de su inactividad es el triple enlace entre los átomos de nitrógeno  $N \equiv N$  ( $N_2$ ), que requiere de  $220 \text{ KCal mol}^{-1}$ .

El nitrógeno es un nutriente esencial para el desarrollo biológico. Normalmente comprende entre 12 y 14 % de la masa de la proteína celular. Una cantidad insuficiente de nitrógeno, haría necesaria la adición del mismo para hacer que el agua sea tratable biológicamente. Por el contrario, donde se requiere controlar el crecimiento de algas en aguas receptoras, es indispensable la remoción o disminución del nitrógeno en las aguas residuales. En consecuencia, se comprende que los datos referentes al nitrógeno sean importantes para evaluar la tratabilidad de un agua residual por medios biológicos o en su caso para plantear los tratamientos adecuados para su remoción del agua para consumo humano.

#### 2.1.1 Ciclo del nitrógeno

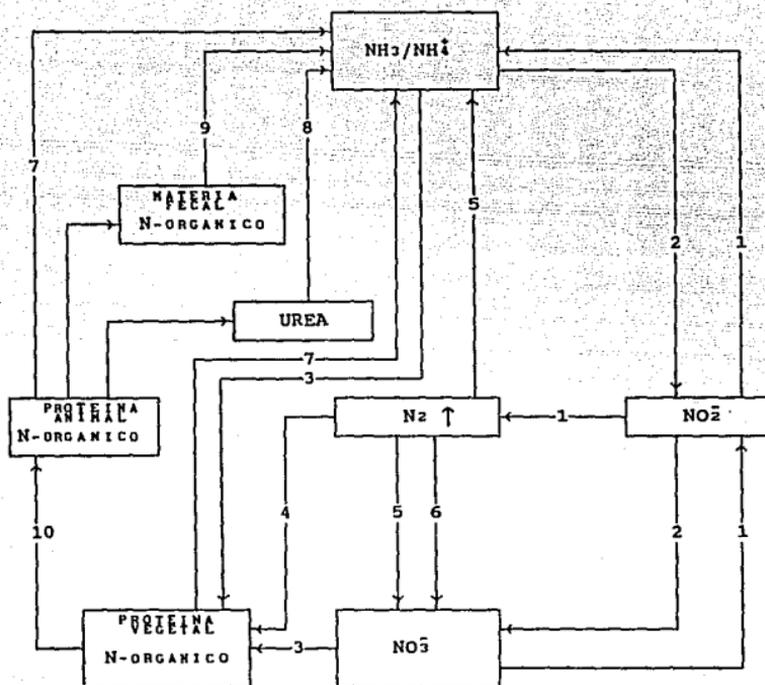
El nitrógeno existe en muchos medios compuestos debido al alto número de oxidación que puede asumir. En el amoníaco o compuestos orgánicos, la forma más estrechamente relacionada con plantas y animales, su estado de oxidación es (-3). En el otro extremo, su estado de oxidación es (+5) cuando está en forma de nitratos. En el medio ambiente, se llevan a cabo cambios biológicos por organismos vivos de un estado de oxidación a otro.

Las relaciones entre varios compuestos y las transformaciones que pueden ocurrir son presentadas frecuentemente en un diagrama conocido como ciclo del nitrógeno. La FIG 10 muestra una manera común de presentarlo (Barnes y Bliss, 1983).

Las reacciones de transformación de importancia incluyen la fijación, amonificación, asimilación, nitrificación y desnitrificación.

##### 2.1.1.1 Fijación

El nitrógeno gaseoso es fijado de la atmósfera como nitrógeno orgánico por microorganismos especializados. Este tipo de fijación contribuye con el 60 % del nitrógeno fijado, la parte restante es aportada por descargas eléctricas (10-15 %) y la manufactura de productos químicos (fertilizantes y explosivos).



- 1 Reducción biológica (Desnitrificación)
- 2 Oxidación biológica (Nitrificación)
- 3 Fertilización (Asimilación)
- 4 Bacterias y algas (Fijación)
- 5 Manufactura química (Fijación)
- 6 Descargas eléctricas (Fijación)
- 7 Muerte y descomposición biológica (Amonificación)
- 8 Hidrólisis de urea
- 9 Descomposición biológica (Amonificación)
- 10 Alimento para animales

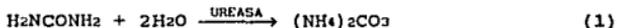
FIG 1 El ciclo del nitrógeno

### 2.1.1.2 Amonificación

Es el cambio del nitrógeno orgánico a la forma amonio ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ). Esto ocurre con la muerte de animales y tejidos vegetales y la descomposición de la materia fecal animal.



El nitrógeno en la orina está presente como urea que es hidrolizada por la enzima ureasa a carbonato de amonio.



El nitrógeno orgánico y amoniacal son las formas principales del nitrógeno presentes en aguas residuales y son usualmente medidas como nitrógeno total Kjeldahl (NTK).

### 2.1.1.3. Asimilación

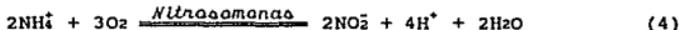
Es el uso del amonio o nitratos para formar proteínas vegetales y otros compuestos nitrogenados.



### 2.1.1.4 Nitrificación

Este término se aplica a la oxidación biológica del amoniaco, primero a la forma de nitritos y luego a la forma de nitratos. Las bacterias aerobias responsables de estas reacciones son llamadas quimioautótrofas debido a que usan compuestos químicos inorgánicos como fuente de energía.

El primer grupo de bacterias esta representado por miembros del género *Nitrosomonas*



y el segundo grupo incluye miembros del género *Nitrobacter*

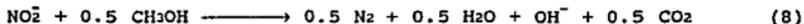
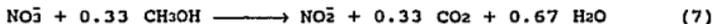


La relación total es :



#### 2.1.1.5 Desnitrificación

Es la reducción del nitrato, primero a nitrito y después a gas nitrógeno, en ausencia de oxígeno molecular disuelto mediante bacterias heterótrofas



El metanol es usado como fuente de carbón orgánico.

#### 2.1.2 Fuentes del nitrógeno

Los materiales nitrogenados pueden estar presentes en el agua ya sea por su origen natural o por fuentes que tienen su origen en las actividades humanas. Cabe mencionar que las primeras son con frecuencia incrementadas por el hombre.

##### 2.1.2.1 Fuentes naturales

Las fuentes naturales de sustancias nitrogenadas incluyen precipitación, escurrimiento, fijación biológica y polvaderas y como se anotó anteriormente, todas pueden ser incrementadas por las actividades humanas. Lo anterior puede dificultar la determinación que pudiera esperarse bajo condiciones completamente naturales.

Para encontrar los niveles de sustancias nitrogenadas en la precipitación es necesario tomar muestras lejos de las áreas urbanas o agrícolas.

Las cantidades de nitrógeno en el escurrimiento de campos no fertilizados pueden esperarse con grandes variaciones dependiendo de las características erosivas del suelo.

La fijación puede agregar nitrógeno al suelo y el agua superficial. El papel de la fijación en la eutroficación de lagos es de particular interés.

Los nitratos en el suelo así como en aguas superficiales y subterráneas se derivan de la descomposición natural, mediante microorganismos, de materiales nitrogenados orgánicos como las proteínas de las plantas, animales y excrementos de animales. El ión amonio formado se oxida a nitritos y nitratos. Aunque la ausencia natural de nitritos y nitratos en el ambiente es una consecuencia del ciclo del nitrógeno, por lo común los nitritos solo se encuentran en muy pequeñas concentraciones (OPS, 1980).

#### 2.1.2.2 Fuentes artificiales

Las actividades humanas pueden incrementar las cantidades de nitrógeno mediante tres formas: precipitación, polvaderas y escurrimiento. Estas fuentes son incrementadas principalmente por la fertilización de campos agrícolas y la combustión de hidrocarburos.

Otras fuentes relacionadas con el ser humano incluyen los escurrimientos de áreas urbanas, efluentes de agua residual municipal, drenaje sub-superficial de campos agrícolas y del área de lixiviados de fosas sépticas y aguas residuales industriales.

Los fertilizantes son una fuente importante de nitratos en el ambiente. La circunstancia de que las plantas no pueden utilizar completamente el nitrógeno en el suelo reviste gran importancia. La utilización del nitrógeno puede oscilar entre 25 a 85 % según el cultivo y las técnicas agrícolas; por lo tanto, a fin de obtener una máxima producción, se debe aplicar un gran exceso de fertilizante nitrogenado al suelo, razón por la cual aumentará sustancialmente el arrastre de nitrógeno por las aguas pluviales (OPS, 1980).

Otra fuente importante de nitratos son las excretas de animales que contienen grandes cantidades de sustancias nitrogenadas susceptibles de convertirse a nitratos. El problema reviste caracteres más agudos cuando la explotación es intensiva. Un lote de engorde de 3,200 cabezas producirá 1,400 toneladas de nitrógeno por año, en una superficie relativamente pequeña, por lo que constituyen fuentes de superficie reducida de arrastre de nitrógeno. En 1970, Gilbertson *et al* (citado por OPS, 1980) comprobaron que la concentración total de nitrógeno en distintos arrastres de aguas de lluvia oscilaba entre cerca de 50 y más de 5,500 mg/L.

Las descargas de desechos municipales e industriales constituyen fuentes concentradas de compuestos de nitrógeno que, en gran medida, se depositan en las aguas superficiales. La cantidad de nitrógeno en desechos humanos se estima en unos 5 kg por persona y año (OPS, 1980). Aun tratados estos residuos representan una intensa carga de contaminación del agua, pues el tratamiento secundario elimina menos de la mitad del nitrógeno. Los iones amonio en el influente de tanques sépticos se pueden convertir rápidamente en nitratos, que pueden penetrar hasta cierta distancia del tanque.

El contenido de nitrógeno de los desechos industriales es sumamente variable; las industrias del combustible y la elaboración de alimentos así como las refinerías del petróleo pueden constituir fuentes importantes de contaminación por nitrógeno. La relación nitrógeno/DBO de los residuos de las instalaciones elaboradoras de alimentos es de cerca de 0.05, en tanto que aumenta a 0.5 en los casos de residuos provenientes de la preparación de productos animales (OPS, 1980). Los óxidos de nitrógeno descargados a la atmósfera por fuentes artificiales (como los automotores, la combustión de combustibles fósiles y los procesos industriales) ascienden a cerca de 50 millones de toneladas por año en escala global. Una proporción considerable de este nitrógeno fijo vuelve a la superficie terrestre en forma de nitratos.

### 2.1.3 Efectos de la descarga del nitrógeno

Los compuestos nitrogenados descargados a cuerpos receptores de agua pueden generar efectos muy severos de deterioro. La bioestimulación de estos cuerpos es la más importante en años recientes, aunque otros impactos pueden tener su importancia debida en situaciones particulares tales como la toxicidad, reducción de la eficiencia de desinfección con cloro, incremento del agotamiento de oxígeno disuelto en cuerpos receptores de agua, efectos de salud pública adversos y reducción en la posibilidad de reuso (Barnes y Bliss, 1983).

#### 2.1.3.1 Bioestimulación de las aguas superficiales

Un problema básico de la contaminación del agua es la eutroficación, donde un excesivo crecimiento de plantas o algas son resultado de la fertilización de lagos, ríos o estuarios. Los resultados de la eutroficación son el deterioro en la apariencia de aguas claras, malos olores causados por la descomposición de algas y la disminución de los niveles de oxígeno disuelto que puede afectar la vida de los peces.

Hay cuatro factores básicos que se requieren para el crecimiento de algas, a saber, nitrógeno, fosforo, CO<sub>2</sub> y luz solar, por lo que la ausencia de uno de ellos limitaría su crecimiento.

De los factores anteriores, el CO<sub>2</sub> y la luz solar son esencialmente incontrolables, por lo que el fosforo y el nitrógeno que están presentes en las descargas de desechos, están sujetos a control.

### 2.1.3.2 Toxicidad

El principal problema de toxicidad se encuentra con la presencia del amoníaco, el cual puede afectar adversamente la vida de los peces en los cuerpos de agua. Un ligero incremento en el pH, puede generar un elevado incremento en la toxicidad debido a que el ión amonio se transforma a amoníaco según la siguiente reacción:

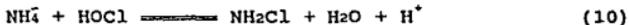


Los factores que pueden desplazar la reacción a la formación del amoníaco son:

- a) Concentraciones altas de oxígeno disuelto y CO<sub>2</sub>
- b) Altas temperaturas
- c) Alcalinidad de bicarbonatos

### 2.1.3.3 Efectos sobre la eficiencia de la desinfección

La desinfección puede llevarse a cabo con gas cloro o con sales de cloro (hipoclorito de sodio). Cuando alguno de estos desinfectantes se adicionan al agua residual, la cual contiene amoníaco, se forman compuestos llamados cloraminas que no obstante son desinfectantes, su efectividad es menor y además no tienen efectos residuales.



Por lo tanto, grandes cantidades de cloro son necesarias para completar las reacciones cuando están presentes materiales nitrogenados y compuestos orgánicos.

#### 2.1.3.4 Agotamiento del oxígeno disuelto en cuerpos receptores de agua

El amoniaco puede oxidarse biológicamente a nitritos y después a nitratos en cuerpos receptores de agua y con esto provocar una demanda de oxígeno impartida por materiales carbonosos.

Si un tratamiento biológico convencional o un tratamiento fisicoquímico se utiliza para remover el 90 % de DBOs, un efluente puede ser descargado con un contenido fijo mayor de 100 mg/L de demanda de oxígeno (EPA, 1975). Este nivel alto de demanda de oxígeno agota significativamente el oxígeno en el cuerpo receptor si no hay una buena dilución.

La nitrificación puede reducir la demanda de oxígeno total del efluente a menos de 40 mg/L.

#### 2.1.3.5 Reuso de agua

El reuso de agua residual directa para agua de abastecimiento no es posible por consideraciones de salud pública, pero a nivel industrial es posible hacerlo aplicando tratamientos adecuados con base en los requerimientos de calidad.

Para propósitos industriales, el amoniaco debe removerse para prevenir la corrosión de equipos, accesorios y tuberías. Por otro lado, los compuestos nitrogenados pueden causar bioestimulación en torres de enfriamiento y en estructuras de distribución.

#### 2.1.4 Nitrificación

Los procesos biológicos para el control de residuos nitrogenados en efluentes se clasifican en dos grandes áreas. Una de estas agrupan los procesos que convierten el amoniaco y el nitrógeno orgánico a nitratos. Este proceso se conoce como nitrificación, el cual se lleva a cabo por bacterias que oxidan secuencialmente el amoniaco a nitratos. La segunda área es la desnitrificación.

##### 2.1.4.1 Microbiología

Los principales agentes de nitrificación en sistemas naturales son las bacterias quimioautótrofas, las cuales oxidan el amoniaco a nitritos y nitratos de acuerdo con las siguientes reacciones:





La energía liberada en estas reacciones es usada por los organismos nitrificantes para la síntesis de sus requerimientos orgánicos de fuentes de carbón inorgánico tales como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$ .

La oxidación del amoníaco se lleva a cabo principalmente por organismos del género *Nitrosomonas* y *Nitrosococcus*, de las primeras la *N. europaea* es la especie más común en el tratamiento de aguas residuales.

La oxidación del nitrito se lleva a cabo por organismos del género *Nitrobacter* y *Nitrosocystis*. La especie *N. agilis* correspondiente al género *Nitrobacter* es la más comunmente encontrada en sistemas de tratamiento de agua residual.

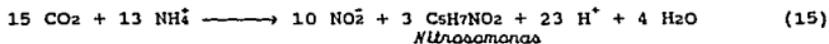
Debido a que la energía neta producida en la oxidación del nitrito es mucho menor a la producida en la oxidación del amoníaco, las células producidas de *Nitrobacter* son menores que las de *Nitrosomonas* para cada unidad de nitrógeno oxidado. Por esta razón, las *Nitrosomonas* están presentes en mayor cantidad que las bacterias *Nitrobacter* en ambientes nitrificantes. Ambos géneros de bacterias son aerobios obligados para su crecimiento; no obstante, la ausencia de oxígeno disuelto no es letal (Barnes y Bliss, 1983).

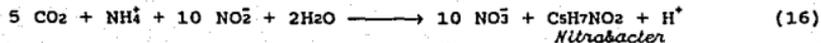
Es posible que ciertos organismos heterótrofos oxiden al amoníaco, pero es más significativa la nitrificación autótrofa.

#### 2.1.4.2 Síntesis y estequiometría

El crecimiento de bacterias nitrificantes es muy lento comparado con los organismos heterótrofos y la producción de células por unidad de energía del sustrato oxidado es baja. Aparte de la energía del sustrato nitrogenado y oxígeno, los organismos autótrofos nitrificantes requieren también de carbón inorgánico para la síntesis del material orgánico celular. En efecto, el uso principal de la energía producida de las oxidaciones de compuestos inorgánicos radica en la reducción del  $\text{CO}_2$  a formas orgánicas (Barnes y Bliss, 1983).

Considerando la hipótesis de que la composición de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* puede representarse como  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ , la estequiometría del crecimiento celular se puede representar de la siguiente manera:

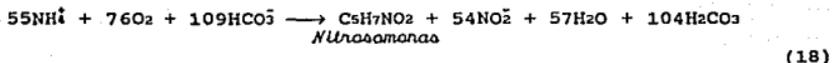




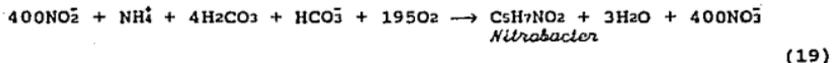
No obstante que el  $\text{CO}_2$  está representado como la fuente de carbón inorgánico, en solución se encuentra en equilibrio con otras especies



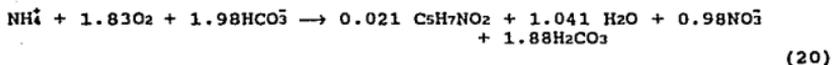
en tal caso la producción de células *Nitrosomonas* se representa como



y la producción de células *Nitrosobacter* es



La reacción total para la síntesis de bacterias nitrificantes y oxidación es



Esta ecuación remarca tres factores importantes que afectan la nitrificación en las plantas de tratamiento de agua residual:

- a) La baja producción de células por unidad de nitrógeno amoniacal oxidado.
- b) El requerimiento significativo de oxígeno en la etapa de nitrificación, aproximadamente 4.2 g de oxígeno por cada gramo de  $\text{N-NH}_4^+$  removido (o 4.3 g  $\text{O}_2$  por cada gramo de  $\text{N-NH}_4^+$  oxidado).
- c) Los requerimientos de alcalinidad para amortiguar sistema de iones de hidrógeno formados durante la nitrificación es aproximadamente 7 g de alcalinidad por cada gramo de  $\text{N-NH}_4^+$  oxidado.

### 2.1.4.3 Cinética de nitrificación

No obstante que la cinética de nitrificación tuvo que modelarse por las reacciones de orden cero y primer orden, el modelo de Monod, de los efectos de la concentración de sustrato en el crecimiento nitrificante, se ha encontrado más apropiado para los estudios de los datos de nitrificación.

En realidad, todas las reacciones en sistemas de tratamiento biológico de agua residual, la nitrificación se acerca cumpliendo con las condiciones básicas del modelo de Monod (Barnes y Bliss, 1983).

Para la reacción de nitrificación, la ecuación más importante es:

$$\mu = \frac{dM/dt}{M_H} = Y_H * \frac{d(N-NH_4^+)/dt}{M_H} \quad (21)$$

6

$$\mu_H = Y_H q_H \quad (22)$$

Y

$$\mu_H = \mu_{Hm} * \frac{(N-NH_4^+)}{K_M + (N-NH_4^+)} \quad (23)$$

donde

- $\mu$  = Tasa de crecimiento específico
- $q$  = Tasa de utilización del sustrato específico
- $Y$  = Coeficiente de producción celular
- $K_M$  = Constante de saturación

El subíndice M se refiere a *Nitrosomonas*. Relaciones similares pueden escribirse para la reacción de nitrificación en términos de *Nitrobacter* y con  $N-NO_2^-$  como sustrato.

Aparte de la energía del sustrato nitrogenado, el crecimiento de las bacterias nitrificantes puede estar limitado por la disponibilidad del sustrato formado, carbón inorgánico o el aceptor final de electrones, oxígeno disuelto.

En los sistemas de tratamiento de aguas residuales el CO<sub>2</sub> esta presente en exceso como resultado de la oxidación carbonácea. El oxígeno disuelto, como quiera que sea, esta presente frecuentemente en un nivel que limita el crecimiento de bacterias nitrificantes a un valor menor que el máximo.

Los efectos del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y el oxígeno disuelto (OD) sobre la tasa de crecimiento de las *Nitrosomonas* estan descritas en la siguiente ecuación:

$$\mu_N = \mu_{Nm} \times \frac{(N-NH_4^+)}{K_N + (N-NH_4^+)} \times \frac{OD}{K_o + OD} \quad (24)$$

En la TABLA 1 se presentan valores determinados para los coeficientes cinéticos.

Otros factores afectan la tasa de crecimiento de organismos nitrificantes como la temperatura, pH y tóxicos e inhibidores químicos.

TABLA 1 VALORES TIPICOS DE COEFICIENTES CINETICOS PARA BACTERIAS NITRIFICANTES

COEFICIENTES	BACTERIAS	
	<i>Nitrosomonas</i>	<i>Nitrobacter</i>
Y (g células) (g N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> oxidado) <sup>-1</sup>	0.03 - 0.13	0.02 - 0.08
μ <sub>N</sub> x (d <sup>-1</sup> )	0.46 - 2.2	0.28 - 1.44
Ks ( mg/L )	0.06 - 5.6	0.06 - 8.4
Ko ( mg/L )	0.3 - 1.3	0.25 - 1.3

FUENTE: Barnes y Bliss, 1983

#### 2.1.4.4 Efectos del oxígeno disuelto

La concentración del oxígeno disuelto (OD) tiene un efecto significativo sobre la tasa de crecimiento de bacterias nitrificantes y por lo tanto en la nitrificación en sistemas de tratamiento biológico.

El modelo de Monod se emplea para evaluar el efecto del oxígeno disuelto:

$$\mu_H = \mu_{H_0} \times \frac{OD}{K_{O_2} + OD} \quad (25)$$

donde

OD = Oxígeno disuelto, mg/L  
 $K_{O_2}$  = Constante de saturación media para oxígeno disuelto, mg/L.

Hay evidencia de que para cultivos puros de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, también como para lodos activados, abajo de la concentración crítica de OD de 0.2 mg/L la nitrificación no se lleva a cabo (Barnes y Bliss, 1983); aunque valores más bajos se han reportado para especies marinas (Stenstrom y Podeska, 1980). En contraste los efectos con altas concentraciones de oxígeno disuelto (mayores de 60 mg/L) en las bacterias nitrificantes son nulos ya que no presentan inhibición; sin embargo, tampoco se incrementa la tasa de oxidación del amoníaco (Sharma y Ahlert, 1977).

La tasa de crecimiento para *Nitrosomonas* es independiente de la concentración de oxígeno disuelto arriba de 1 mg/L y que para *Nitrobacter* la tasa de crecimiento es independiente arriba de 2 mg/L. También se ha encontrado que una concentración de OD en exceso de 4 mg/L, es necesaria para alcanzar la tasa máxima de nitrificación (Stenstrom y Podeska, 1980).

No hay una concentración de oxígeno disuelto claramente definida para una nitrificación óptima. Para tiempos medios de residencia celular altos, la nitrificación se lleva a cabo en concentraciones de oxígeno disuelto del ámbito de 0.5 a 1.0 mg/L y con valores de tiempo de residencia celular, son necesarias altas concentraciones de oxígeno disuelto. No obstante, la nitrificación puede aparecer en concentraciones de oxígeno disuelto de aproximadamente 0.3 mg/L (Stenstrom y Poduska, 1980).

#### 2.1.4.5 Efectos de la temperatura

La nitrificación es profundamente influenciada por la temperatura. Las reacciones de nitrificación según la reacción de van't Hoff-Arrhenius arriba de 30°C (Barnes y Bliss, 1983) es

$$\mu_T = \mu_{15} e^{c_T(T-15)} \quad (26)$$

donde

- $\mu_T$  = Tasa de crecimiento específico a la temperatura T (°C)
- $\mu_{15}$  = Tasa de crecimiento específico a la temperatura T (15°C)
- $c_T$  = Constante de temperatura (°C)<sup>-1</sup>

La nitrificación se realiza mejor en clima o estaciones calientes. La temperatura óptima para el crecimiento de las bacterias nitrificantes está comprendida en un intervalo de 28 a 36°C ; sin embargo, temperaturas mayores a 42°C han sido reportadas para *Nitrosobacter* (Sharma y Ahlert, 1977).

Diversos estudios relacionados con el efecto de cambios de temperatura rápidos en reacciones de nitrificación revelaron que un incremento de 4°C causa aproximadamente un aumento del 50 % en la tasa de nitrificación y el decaimiento de la temperatura en 1°C produce una disminución del 30 % cuando se compararon con los valores calculados a 21.3°C.

Barrit (citado por Sharma y Ahlert, 1977) encontró que el punto de muerte térmica de un cultivo puro de *Nitrosomonas* se encuentra entre 54° y 58°C. Painter (en Sharma y Ahlert, 1977) observó que se tiene un crecimiento leve o nulo en bacterias nitrificantes cuando las temperaturas son menores de 4°C.

#### 2.1.4.6 Efectos del pH sobre la nitrificación

Generalmente, el pH óptimo para la nitrificación esta ligeramente desplazado hacia el lado alcalino en el ámbito de 8 a 9. Un resumen hecho por Painter plantea lo siguiente:

1. Las concentraciones locales del ión hidrógeno cambian mientras se realizan los ajustes en el nivel de pH de un cultivo.
2. El pH del sistema disminuye durante las reacciones de nitrificación; si el sistema no es amortiguador, su actividad puede cambiar, si se usa un buffer el anión puede tener cierta influencia sobre la actividad del cultivo.

Anthonisen (citado por Sharma y Ahlert, 1977) propone un mecanismo que explica el efecto del pH sobre la tasa de nitrificación. Su hipótesis se basa en el hecho que el equilibrio amonio-amoniaco y nitrito-ácido nitroso depende del pH. El "amoniaco libre" ( $\text{NH}_3$ ) y el "ácido nitroso libre" ( $\text{HNO}_2$ ) inhiben a los organismos nitrificantes.

Anthonisen postuló que cuando el pH intracelular de un organismo nitrificante es menor que el pH del ambiente celular, el amoniaco libre penetrará la membrana celular. El ión amonio es postulado para permanecer en el ambiente extracelular. Similarmente, cuando el pH intracelular es más alto que el del ambiente extracelular, el ácido nitroso libre atraviesa la célula. En resumen, Anthonisen propone que la habilidad del amoniaco libre y el ácido nitroso libre para penetrar en los organismos nitrificantes hacen que se tenga un nivel de inhibición mayor que los iones amonio y nitrito.

En términos generales, cuando el pH disminuye, la tasa de nitrificación disminuye. Mediante las tasas de oxidación, Meyerhof (citado por Shammass, 1986), encontró que el pH óptimo para *Nitrosomonas* es de 8.5 a 8.8 y que para *Nitrobacter* es de 8.3 a 9.3.

Hoffman y Less (citado por Shammass, 1986) investigó las curvas de pH-actividad para ambos organismos y encontró que el pH óptimo para la oxidación del amoniaco por *Nitrosomonas* fué de 8.3 y que la tasa cayó cerca de cero a un pH de 9.6. La oxidación del amoniaco se llevo a cabo con una velocidad considerable cuando el pH fué tan bajo como 6.5 .

Hoffman y Less reportaron que el pH óptimo para la oxidación del nitrito por *Nitrobacter* fué de 7.7 y no de 8.8 como lo menciona Meyerhof.

Painter (citado por Sharma y Ahlert, 1977) manifiesta que el punto en el cual la nitrificación decrece es el pH entre 6.3 a 6.7 y que entre el pH de 5 y 5.5, la nitrificación cesa. Un estudio del cambio brusco en el pH, muestra que un decremento repentino de 7.2 a 6.4 , no causa efectos adversos; sin embargo, cuando el pH se cambia bruscamente de 7.2 a 5.8, la eficiencia de la nitrificación varía considerablemente. Un retorno a pH de 7.2 causa una rápida recuperación por lo que a pH bajos se tiene un efecto inhibitorio y no tóxico (Shammass, 1986).

#### 2.1.4.7 Efectos de sustancias tóxicas e inhibitorias

La nitrificación está sujeta a la inhibición por una gran variedad de compuestos químicos (orgánicos e inorgánicos), y las especies de las *Nitrosomonas* son generalmente más sencibles que las de *Nitrobacter*. Los factores más comunes que se deben considerar para cualquier inhibidor son:

- a) La presencia de otros microorganismos
- b) La concentración del inhibidor
- c) La concentración de los nitrificantes
- d) El patrón y duración de exposición del inhibidor
- e) El régimen de mezclado en el cual ocurre la exposición
- f) La presencia de otros inhibidores

Compuestos tales como la glucosa, glicerol y acetatos no son tóxicos para las *Nitrosomonas*; sin embargo, en concentraciones de 1 a 10 mg/L, reduce la tasa de crecimiento en 25 y 60 % respectivamente (Barnes y Bliss, 1983).

Muchos compuestos orgánicos que son tóxicos para cultivos puros de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* son igualmente tóxicos para organismos en el proceso de lodos activados.

Entre los compuestos más tóxicos están muchos que contienen nitrógeno y fósforo tales como tiourea, cianuro, fenol y anilina, muchos de los cuales son considerablemente más tóxicos para *Nitrosomonas* que para *Nitrobacter* y en general son más tóxicos en la primera etapa de oxidación del amoníaco a hidroxilamina que en la oxidación subsecuente a nitrito.

Hay algunos compuestos más tóxicos para *Nitrobacter* que para *Nitrosomonas* como el clorato de potasio, cianuro de sodio, sulfato de hidrazina y azida de sodio.

El grupo más significativo de inhibidores son los metales pesados. El cobre inhibe completamente el crecimiento de las *Nitrosomonas* de un pequeño inóculo en 0.1 a 0.5 mg/L. Otros metales pesados, listados en orden descendente de toxicidad son plata, mercurio, níquel, cromo y zinc (Barnes y Bliss, 1983).

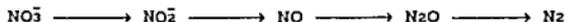
### 2.1.5 Desnitrificación

La contaminación de las fuentes de abastecimiento de agua subterránea por nitratos está siendo un problema que va incrementándose continuamente. En algunas partes de Europa y América, la concentración de nitratos ha alcanzado niveles considerablemente serios en los últimos 20 años, de tal manera que los Estados Unidos, Canadá, los países de la Comunidad Económica Europea y la Organización Mundial de la Salud tienen límites máximos permisibles para los nitratos en agua para consumo humano. Debido a los efectos adversos a la salud pública, se ha generado un incremento en el interés de las tecnologías para la remoción de nitratos. Una de éstas tecnologías que presentan gran versatilidad es la desnitrificación.

### 2.1.5.1 Microbiología y estequiometría

Todos los microorganismos requieren de nitrógeno para realizar su metabolismo y la síntesis de proteínas. Muchos microorganismos pueden usar nitrógeno de amoníaco o nitrógeno de nitratos, sin embargo, el amoníaco es el más común ya que es la forma más fácil de utilizar para la síntesis proteica. La reducción del nitrato a amoníaco en proteína sintetizada es conocida como reducción de nitrato asimilatoria. La reducción microbiológica de nitrato a nitrógeno gaseoso se conoce como desnitrificación desasimilatoria.

La desnitrificación desasimilatoria o desnitrificación se lleva a cabo cuando el nitrato es usado en lugar del oxígeno como un aceptor terminal de electrones. Las circunstancias que afectan el inicio de la desnitrificación y el grado para los cuales procedan los procesos, son complejas y variables. Generalmente la desnitrificación es considerada para realizarse bajo condiciones anóxicas en presencia de nitratos y la ausencia de oxígeno molecular. El proceso se realiza a través de una serie de cuatro etapas, de nitrato a nitrógeno gaseoso

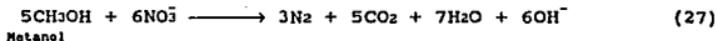


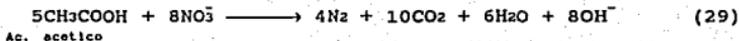
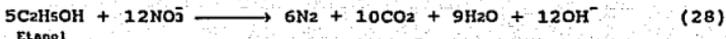
Sorprendentemente, muchos de los organismos conocidos para desnitrificar no son anaerobios estrictos, sino que son organismos facultativos, los cuales bajo condiciones anóxicas usan a los nitratos como aceptores finales de electrones. El género bacteriano que contiene especies desnitrificantes incluye:

<i>Achromobacter</i> ,	<i>Alcaligenes</i> ,	<i>Bacillus</i> ,	<i>Chromobacter</i> ,
<i>Corynebacterium</i> ,	<i>Methanomonas</i> ,	<i>Moraxella</i> ,	<i>Paracoccus</i> ,
<i>Propionibacterium</i> ,	<i>Pseudomonas</i> ,	<i>Spirillum</i> ,	<i>Thiobacillus</i> y
<i>Xanthomonas</i> .			

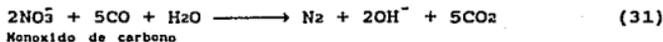
### 2.1.5.2 Desnitrificación heterótrofa

La desnitrificación es considerada clásicamente como un proceso heterótrofo realizado por microorganismos que requieren de un sustrato orgánico reducido para energía y síntesis celular. Los microorganismos desnitrificadores heterótrofos pueden emplear una gran variedad de fuentes de carbono orgánico; sin embargo, la mayoría de las investigaciones publicadas (Gayle, 1989) referentes a la desnitrificación del agua involucran el uso del metanol, etanol y ácido acético. Las siguientes relaciones estequiométricas para éstos sustratos han sido formuladas:



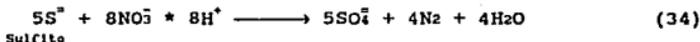
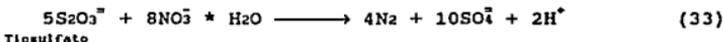
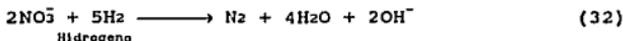


Otro tipo de sustratos orgánicos gaseosos pueden emplearse para lograr la desnitrificación tales como el metano y el monóxido de carbono. Las relaciones estequiométricas propuestas para el metano y el monóxido de carbono se muestran a continuación:



#### 2.1.5.3 Desnitrificación autótrofa

La desnitrificación también puede efectuarse por bacterias autótrofas, las cuales pueden usar hidrógeno o varios compuestos de azufre reducidos como fuente de energía. Bajo condiciones de crecimiento autotrófico se requieren fuentes de carbón no-orgánico, por lo que el dióxido de carbono o el bicarbonato se usa como fuente de energía para realizar la síntesis celular. *Paracoccus denitrificans* y *Thiobacillus denitrificans* pueden efectuar la desnitrificación usando hidrógeno y compuestos de azufre reducidos respectivamente. Sin embargo, ambos pueden también crecer heterotróficamente si está presente una fuente de carbón orgánico (Gayle, 1989). A continuación se muestran las relaciones estequiométricas para el hidrógeno y el azufre:



## 2.1.6 Procesos de tratamiento para la eliminación del nitrógeno

La remoción de nitrógeno del agua para consumo humano se puede realizar mediante diversos procesos de tratamiento tales como la aeración, coagulación química, ablandamiento con cal, reducción química, nitrificación y/o desnitrificación biológica, intercambio iónico y ósmosis inversa (Montgomery, 1985; AWWA, 1990).

Los procesos de coagulación química y ablandamiento con cal no son efectivos para la remoción de nitratos debido a la alta solubilidad y a la falta de coprecipitación y adsorción del nitrato. La reducción química involucra la reducción del nitrato a nitrógeno gaseoso. El ión ferroso es un agente reductor económicamente atractivo; sin embargo, se requiere de cobre como catalizador y sólo el 70 % del nitrato puede reducirse, así que grandes cantidades de fierro ferroso se requieren y consecuentemente se obtienen grandes cantidades de lodos. Los procesos de ósmosis inversa, intercambio iónico y nitrificación y/o desnitrificación biológica son los más viables para la remoción de nitrógeno.

### 2.1.6.1 Ósmosis inversa

La ósmosis es el paso espontáneo de un líquido de una solución diluida a una más concentrada a través de una membrana semipermeable la cual permite que el líquido pase, no así los sólidos disueltos. La ósmosis inversa es un proceso en el cual el flujo natural osmótico es inverso por la aplicación a la solución concentrada de una presión suficiente hasta sobrepasar la presión osmótica natural de la solución menos concentrada.

El proceso de ósmosis inversa puede reducir los niveles de nitratos en el agua para consumo humano; sin embargo, su uso más común es para la eliminación de altas cantidades de sólidos disueltos totales y agua salobre. La remoción de nitratos mediante éste tratamiento es del orden del 65 % (Montgomery, 1985). El costo para la remoción de nitratos es mucho más alto que para otros procesos de tratamiento. El proceso de ósmosis inversa tiene varias desventajas, a saber:

- a) Elevados costos iniciales y de operación
- b) Necesidad de pretratamiento o tratamiento de las aguas crudas turbias con ácido y otras sustancias químicas para prevenir que se ensucien las membranas por sólidos suspendidos, lodos, fierro, manganeso y precipitados de carbonato de calcio e hidróxido de magnesio.
- c) Es necesario estabilizar el agua tratada con cal u otros compuestos químicos para prevenir la corrosión en los sistemas de distribución de agua.

### 2.1.6.2 Intercambio iónico

El proceso de intercambio iónico depende de la habilidad de una sustancia sólida (medio intercambiador) para intercambiar los iones unidos al medio con los iones de otras especies disueltas en el agua. El intercambio iónico, para ser efectivo, debe ser selectivo para los iones que se removerán y reversible. Una vez que todos los iones son intercambiables del medio han sido reemplazados por los iones disueltos, el medio saturado se regenera con una solución que provee una concentración de los iones originalmente unidos al él. Los medios intercambiadores pueden ser de origen natural o producidos mediante mecanismos sintéticos. Los materiales que intercambian cationes se conocen como resinas catiónicas y los que intercambian aniones se conocen como resinas aniónicas.

El intercambio iónico es un proceso importante para la remoción de nitratos, fluoruro, bario, radio y selenio  $4+$  del agua de consumo humano. En el caso de los nitratos, estudios de laboratorio (AWWA, 1990) han mostrado que algunas resinas ión-intercambiadoras de base fuerte y base débil son selectivas para éste compuesto y pueden reducir la concentración de nitratos de 50 mg/L como N a 0.5 mg/L.

La presencia de sulfatos y algunos otros iones compiten con el nitrato por sitios intercambiables en la resina. Altas concentraciones de sulfatos y elevados niveles de sólidos disueltos totales pueden afectar adversamente el costo. En la TABLA 7 se muestran los datos típicos de diseño para la remoción de nitratos mediante el proceso de intercambio iónico. Este proceso siempre debe ser evaluado en una planta a escala piloto antes de realizar el diseño del sistema de tratamiento.

TABLA 2 DATOS TÍPICOS DE DISEÑO PARA LA REMOCION DE NITRATOS POR INTERCAMBIO IONICO

DESCRIPCION	ESPECIFICACIONES
Medio	Base fuerte tipo II
Capacidad intercambiable	11.43 a 34.32 Kg/m <sup>3</sup> (como N)
Cantidad del regenerante	240.23 a 320.30 Kg/m <sup>3</sup>
Concentracion del regenerante	10 a 12 porciento
Tasa de flujo del regenerante	1.11 L/s/m <sup>3</sup>
Cantidad no regenerable	< 1 mg/L como N
Tasas de servicio	5.43 a 8.15 L/s/m <sup>2</sup> 0.6790 a 3.395 L/s/m <sup>2</sup>

FUENTE: AWWA, 1990

### 2.1.6.3 Procesos biológicos

Los procesos biológicos ofrecen alternativas potenciales a los relativamente costosos y en algunas veces ineficientes procesos de tratamiento fisicoquímicos para la eliminación de compuestos orgánicos, especies nitrogenadas, hierro y manganeso. La bioxidación de materia orgánica y amoniaco podrían disminuir la disponibilidad de sustratos para el recrecimiento de los microorganismos en sistemas de distribución y podría disminuir la cantidad de precursores disponibles para formar sub-productos en la desinfección.

La experiencia práctica en Europa con sistemas de tratamiento con actividad biológica ha sido favorable y con costos efectivos. En los Estados Unidos el tratamiento biológico es raramente utilizado en las plantas de tratamiento para agua de consumo humano, ya que con frecuencia procuran dañar o evitar el desarrollo de la actividad biológica mediante la precloración, una rigurosa limpieza del medio filtrante y retrolavado frecuente del carbón activado granular.

Como se ha mencionado con anterioridad, el nitrógeno se encuentra en las aguas crudas como nitrógeno orgánico, amoniacal, nitratos y nitritos, todos indeseables en el agua potable. El nitrógeno orgánico es normalmente transformado biológicamente a nitrógeno amoniacal. Los nitritos son relativamente inestables y rara vez se encuentra en aguas naturales. El amoniaco y los nitratos son pues las formas más problemáticas en el agua potable.

#### 2.1.6.3.1 Nitrificación

Como se ha mencionado con anterioridad, el amoniaco es oxidado primero a nitritos y luego a nitratos mediante bacterias autótrofas. Cabe mencionar que éstas bacteria tienen un crecimiento lento por lo que requieren de un largo tiempo de retención de biomasa, el cual se obtiene mediante el uso de reactores de biopelícula. Las condiciones favorables del reactor son:

- a) Alta área superficial para el crecimiento de la biopelícula
- b) Medio y porosidad grandes para minimizar pérdidas por esfuerzo cortante y acolmatamiento
- c) Oxígeno disuelto adecuado ya que aproximadamente 4.5 g de oxígeno es necesario para oxidar 1 g de nitrógeno amoniacal a nitratos

La experiencia en la práctica en la filtración para la remoción de amoníaco en el tratamiento del agua potable en los Estados Unidos es limitado, sin embargo, el proceso es utilizado en diversas instalaciones de agua en Europa. Los reactores son del tipo de biopelícula y en la TABLA 8 se muestra un resumen de la eficiencia de la operación de los procesos biológicos para la eliminación de amoníaco.

TABLA 3 EXPERIENCIA DE LA REMOCION DE AMONIACO MEDIANTE PROCESOS BIOLOGICOS

PROCESO	LOCALIZACION	CONCENTRACION INFLUENTE	PORCENTAJE DE REDUCCION
<b>Filtros biológicos</b>			
- Escala piloto	Francia	> 2.5	≈ 100
- Escala real	Francia	≤ 4.0	97.5
	Francia	≤ 1.0	> 95
	Francia	0.3 - 0.5	> 83
- Escala piloto	Gran Bretaña	3.0	82.5
<b>Lecho fluidizado</b>			
- Escala piloto	Gran Bretaña	≤ 2.0 - 2.5	≈ 100
- Escala real	Gran Bretaña	≤ 0.83	100
- Escala piloto	Alemania	No reportado	0.05 mg/L (efl)
<b>Filtros rápidos</b>			
- Escala piloto	Francia	0.08 - 0.68	66 (prom)
- Escala real	Francia	0.5	100
- Escala real	Francia	0.34	≈ 100
- Escala real	Alemania	1.0	≈ 100
- Escala real	Francia	1.3	50
<b>CAG activo microbiológicamente</b>			
- Escala real	Alemania	0.33	94
- Escala piloto	Alemania	1.53	95.4
- Escala real	Francia	0.17	> 70.6
- Escala real	Francia	1.36	78
<b>Tratamiento de acuífero-suelo</b>			
- Escala real	Francia	1.45	100
- Escala real	Alemania	0.34	89

Nota: Las concentraciones están dadas en mg N-NH<sub>4</sub>/L

CAG : Carbón activado granular

FUENTE: Bouwer, 1988

Cuando están presentes el amoníaco y los compuestos orgánicos biodegradables existe una competencia entre las bacterias autótrofas (nitrificantes) y las bacterias heterótrofas por el oxígeno y el espacio en la biopelícula. Se ha observado en los sistemas de tratamiento que las bacterias heterótrofas aeróbicas generalmente ganan esta competencia de tal forma que resulta en primera instancia la remoción de la materia orgánica y posteriormente la nitrificación siempre y cuando se tenga una cantidad suficiente de oxígeno remanente (Bouwer, 1988).

#### 2.1.6.3.2 Desnitrificación

Los niveles de nitratos en las aguas superficiales son menores a 5 mg/L debido a la dilución de los escurrimientos superficiales, absorción de las plantas y la desnitrificación.

En contraste, los niveles de nitratos en las aguas subterráneas son normalmente mucho más altos que en el agua superficial debido a que la absorción es mínima y el carbón orgánico para la desnitrificación se encuentra generalmente ausente.

Los iones nitrato son móviles y son rápidamente lixiviados a través del suelo en el agua subterránea. Como se ha mencionado anteriormente, el riego de las cosechas acelera la lixiviación.

La mayor parte de la experiencia con respecto a los procesos desnitrificantes en el tratamiento del agua para consumo humano se ha realizado en Europa. Estos sistemas son principalmente filtros biológicos anóxicos con medios granulares y reactores con lechos fluidizados. La acumulación de la biomasa entre la biopelícula de los reactores permite casi la remoción completa de los nitratos en presencia de un donador de electrones.

El proceso de la desnitrificación se integra con varias unidades de tratamiento convencional y es seguido de la re-oxigenación, filtración con arena o carbón activado granular (o ambos) para remover material orgánico y particulado y la desinfección (Bouwer, 1988). En la TABLA 9 se muestra un resumen de la operación de diversos procesos de tratamiento biológicos para la eliminación de nitratos.

En Francia se han realizado estudios a escala piloto con reactores con lechos fijos, en donde el azufre elemental no solo es el donador de electrones, sino que también provee el sustrato para las biopelículas de *Thiobacillus denitrificans* y la piedra caliza se emplea para amortiguar la reacción (Bouwer, 1988).

Los procesos autótrofos ofrecen varias ventajas: el donador de electrones es un material sólido que se puede manipular fácilmente, no se requieren de mecanismos de alimentación específicos y se evita el alto costo de la fuente de carbono orgánico. El proceso autótrofo parece ser bueno para pequeñas plantas enclavadas en comunidades rurales.

TABLA 4 EXPERIENCIA DE LA REMOCION DE NITRATOS MEDIANTE PROCESOS BIOLÓGICOS

PROCESO	LOCALIZACION	CONCENTRACION INFLUENTE	PORCENTAJE DE REDUCCION
Filtros biológicos			
- Escala real	Francia	13.5	50
- Escala real	Francia	37.9	84
- Escala piloto	Gran Bretaña	No reportado	78 - 100
Lecho fluidizado			
- Escala piloto	Gran Bretaña	14.0	100
- Escala real	Gran Bretaña	15.0	63
Biodiscos			
- Escala real	California	60 - 80	91 - 93
Tratamiento de acuífero-suelo			
- Escala real	Holanda	22.5	72
- Escala real	Alemania	No reportado	75
Desnitrificación (autotrófica)			
- Escala piloto	Francia	18.1	90 - 100
- Escala piloto	Francia	109 - 168	78 - 85
- Escala piloto	Holanda	65 - 70	> 90

Nota: Las concentraciones están dadas en mg N-NO<sub>3</sub>/L  
FUENTE: Bouwer, 1988

#### 2.1.7 Efectos del nitrógeno a la salud

La concentración de nitratos permitida para suministro de agua potable en México es de 5 mg N-NO<sub>3</sub>/L (Diario Oficial, 1988). Las personas adultas pueden tolerar 0.4 mg/kg de peso por día, sin embargo, concentraciones de nitratos (90-140 mg/L) en agua de consumo humano pueden causar la enfermedad conocida como metahemoglobinemia (síndrome de los niños azules) en infantes menores de cuatro meses de edad. Esta enfermedad se caracteriza por la inhabilidad de las células de los glóbulos rojos para transportar el oxígeno, ocasionando la muerte por asfixia. Los infantes poseen cantidades menores de ácidos en su estómago que los adultos y esto permite el desarrollo de una población microbiana que reduce el nitrato a nitrito, el cual es el nitrito tóxico (Gaudy and Gaudy, 1981).

El nitrito puede reaccionar con varias aminos para formar nitrosaminas, las cuales son agentes carcinogénicos. El nitrato ingerido en los alimentos o el agua, puede ser usado como aceptor de electrones por las bacterias del intestino y el nitrito formado puede entonces dar origen a las nitrosaminas.

En individuos sanos normales los nitratos y nitritos se absorben rápidamente en el sistema gastrointestinal. El nitrito absorbido reacciona con la hemoglobina para formar como se ha mencionado la metahemoglobina que, en el adulto, se convierte rápidamente en oxihemoglobina por la acción de los sistemas reductores como la NADH-metahemoglobina reductasa. Este sistema enzimático no está completamente desarrollado en los lactantes de hasta cuatro meses de edad y en los animales muy jóvenes. En estas condiciones puede haber un aumento en el volumen de la metahemoglobina formada y el resultado es un proceso clínico característico, la metahemoglobinemia (OPS, 1980).

Los microorganismos presentes en los alimentos y el sistema gastrointestinal de lactantes muy pequeños pueden convertir nitratos a nitritos y por ende, exacerbar el problema en este grupo de edad. En los individuos sanos los nitratos absorbidos se excretan rápidamente por el riñón. El nitrógeno en la orina está presente como urea que es hidrolizada por la enzima ureasa a carbonato de amonio.

Se observa que a niveles de aproximadamente 10%, la metahemoglobinemia puede producir cianosis asintomática, en tanto que a niveles de 20 a 50% se acompaña de cianosis manifiesta, acompañada de signos y síntomas hipóxicos, como debilidad, disnea por el ejercicio, cefalagia, taquicardia y pérdida del conocimiento. Aunque no se conoce la concentración letal de la metahemoglobina, se sabe que puede ocurrir la muerte a niveles superiores al 50 % (OPS, 1980).

El hombre está expuesto a nitratos y nitritos principalmente por conducto del agua y de los alimentos. Las concentraciones de nitratos pueden ser particularmente elevadas en agua potable extraída de pozos excavados. Los nitratos en los alimentos pueden ocurrir naturalmente o se pueden agregar por diversas razones tecnológicas o incluso de salud pública. Si bien la ingesta de dosis muy elevadas de nitratos puede ser fatal para el hombre, es improbable que dicha ingesta ocurra por conducto de la exposición ambiental, salvo en el caso de lactantes y niños muy pequeños que constituyen grupos de alto riesgo por su susceptibilidad a los nitratos y nitritos.

La evaluación de los riesgos de salud para el hombre se ha basado en estudios epidemiológicos y datos clínicos. Los datos obtenidos en animales confirman las observaciones en el hombre de que la metahemoglobinemia es el principal efecto tóxico de la ingestión de nitratos y nitritos.

Los lactantes pequeños son el grupo más vulnerable por las siguientes razones (OPS, 1980):

- 1) La menor acidez de su estómago permite el desarrollo de ciertos microbios que contienen enzimas capaces de reducir nitratos a nitritos.
- 2) La hemoglobina fetal, que constituye una proporción considerable de la hemoglobina del lactante pequeño y los eritrocitos durante la niñez pueden ser más susceptibles a la conversión a metahemoglobina por la acción de los nitritos.
- 3) El sistema enzimático que puede reducir metahemoglobina a hemoglobina es deficiente en el lactante pequeño.
- 4) La ingesta de líquidos en el lactante pequeño es más elevada que la del adulto en relación con su peso corporal.

Aunque la característica sobresaliente de la toxicidad del nitrato es el desarrollo de la metahemoglobina, los nitratos pueden también causar vasodilatación que agrava los efectos de la metahemoglobinemia. El ión nitrito formado por reducción de nitratos oxida el hierro en la molécula de hemoglobina del estado ferroso al estado férrico. La metahemoglobina resultante es incapaz de ligar reversiblemente el oxígeno. Los signos clínicos de intoxicación por nitrato, atribuibles a hipoxia, aparecen cuando los valores de metahemoglobina pasan del 20% aproximadamente.

Hasta ahora no se han establecido correlaciones que muestren un vínculo entre el cáncer en el hombre y la exposición a los compuestos de N-nitroso o sus precursores, pero se ha sugerido la posible intervención de los compuestos de N-nitroso y en especial, su formación en el desarrollo del cáncer nasofaríngeo, esofágico y gástrico (OPS, 1980).

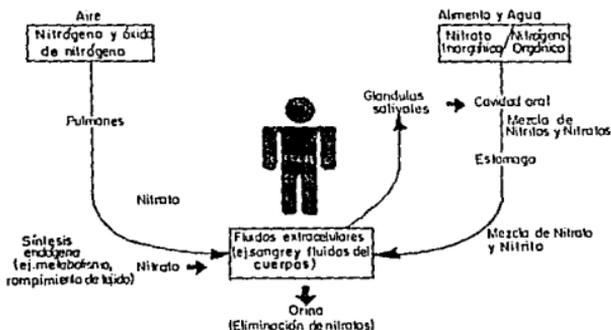


FIG 2 Distribución normal de nitratos y nitritos en los humanos

## 2.2 Generalidades de Filtración

### 2.2.1 Historia de La Filtración.

La filtración ha sido reconocida desde épocas antiguas y registrada en la historia de la tecnología como el único proceso que proporciona claridad al agua. Baker (1949) proporciona una referencia del uso de filtros para tratamientos de agua hace 3000 años en la India. Varios tipos de filtros donde se empleaban en pequeña escala unidades purificadoras de agua incluyendo sifones y varias clases de coladeras hechas de tela. En China, en el siglo X antes de Cristo se empleaban materiales granulares aparentemente ubicados en el fondo de pozos para proporcionar claridad al agua.

Aplicaciones ingenieriles modernas de los filtros (S.XVIII), se daban para la purificación de abastecimientos de agua. La primer patente para un filtro fue hecha en Paris, Francia en 1746. Primitivos usos de filtros para abastecimiento de agua doméstico se realizaron en Scotland en 1804, seguidos por la posterior instalación de filtros de arena en Inglaterra en 1829. El primer intento de filtración de abastecimiento municipal en los Estados Unidos ocurrió en Richmond, Virginia en 1832 bajo la dirección de Albert Stein (Baker, 1949). Los filtros de arena donde se operó con un flujo ascendente sin ningún pretratamiento. Estos sistemas fallaron, sin embargo una pequeña remoción de partículas se llevó a cabo sin coagulación.

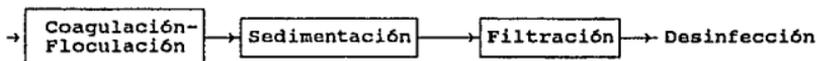
Considerable controversia entorno al uso de filtros para la remoción de bacterias se dió en el siglo XIX, debido a que la teoría de enfermedades producida por gérmenes no se encontraba bien desarrollada, sin embargo, la utilidad de la filtración para la prevención de las enfermedades fué demostrada en 1892, una epidemia de cólera azotó la ciudad de Hamburgo, Alemania. La ciudad vecina de Altona, en la cual se trataba el agua con filtros lentos de arena escapó de la epidemia (Baker 1949). Este incidente demostró definitivamente la eficacia de los filtros lentos de arena para remover organismos patógenos perjudiciales. Desde entonces el valor de los medios granulares para la filtración han sido bien reconocidos.

La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas superficiales tienen instalados filtros con el propósito de conjuntar las normas para agua de consumo con la razonable calidad estética y microbiológica. La llegada de la desinfección a principios del siglo XX en conjunto con la filtración aseguran la producción de agua de consumo segura.

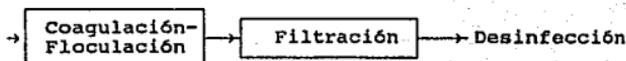
## 2.2.2 Aplicaciones de la Filtración en tratamientos de agua y agua residual.

Los filtros encuentran varios usos en el tratamiento de agua y agua residual. El tratamiento de fuentes superficiales para abastecimientos de agua potable, por lo regular requieren de la filtración para lograr que la turbiedad se encuentre dentro de las normas. Medios granulares y tierra diatomácea han sido empleados en este ámbito. En algunos casos, notables en Europa occidental, micro-mallas han sido usadas para la remoción de algas en lugar del uso de medios granulares en los filtros. Dependiendo de los niveles de partículas en el agua antes del tratamiento, los filtros granulares pueden ser instalados sin intervención de la sedimentación. Algunos procesos comunes en los que se aplica la filtración para tratamiento de agua se muestran en la figura (3).

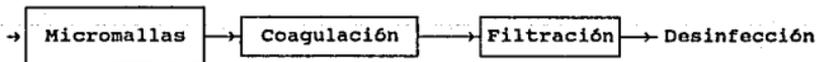
### FILTRACION



(a)



(b)



(c)

- (a) Tratamiento Convencional de Agua
- (b) Filtración Directa
- (c) Combinaciones no usuales

FIG 3 Aplicaciones de la filtración en sistemas de tratamiento

El incremento constante de descargas de aguas residuales han llevado a la instalación de filtros para el tratamiento municipal de aguas residuales. Se han empleado micro-mallas y filtros granulares para aumentar la remoción de sólidos suspendidos para facilitar tratamientos secundarios del agua. Finalmente, el reciclaje de aguas residuales en varios sectores de la industria, particularmente del aceite, petroquímica y las industrias del acero, han incrementado la participación de los filtros como claves de los tratamientos de agua. Los filtros granulares han demostrado su capacidad de remoción de aceites de baja emulsificación, partículas de hierro y otros tipos de sólidos suspendidos encontrados en las corrientes de agua industriales.

### 2.2.3 Características de las partículas removidas por filtros.

Los filtros son capaces de remover un amplio rango de partículas ya sea de origen natural o humano. Las características de algunas de éstas partículas se encuentran en la TABLA 5.

TABLA 5 CARACTERISTICAS DE PARTICULAS REMOVIDAS POR FILTROS

TIPO	MEDIDA ( $\mu\text{m}$ )	FORMA	DENSIDAD ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )	FORTALEZA DE FLOC
FLOCS BACTERIALES	0.5- 1000	VARIABLE	1.02	MEDIA
ALGAS	1-200	VARIABLE	1.05	MEDIA
$\text{Fe}(\text{OH})_3$ ó $\text{Al}(\text{OH})_3$	0.1- 1000	VARIABLE	1.01	MEDIA
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	0.1-50	LAMINAR	5.20	MEDIA
$\text{CaCO}_3$	0.1-50	REDONDA	2.40	MEDIA
GOTAS DE ACEITE	10-100	ESFERICA	0.80	MEDIA

Adaptación: Montgomery, 1985

Las medidas típicas de las partículas se encuentran en un rango aproximado que va de 0.1 a 1000  $\mu\text{m}$  con una gran variación de formas.

Las partículas retenidas por un filtro pueden regresar al agua debido a la ruptura del material acumulado. La característica cualitativa de las partículas, la cual indica la resistencia a fuerzas de corte es la fortaleza de floc. La fortaleza de floc de partículas de hierro y aluminio es generalmente baja, lo cual limita la capacidad final de los filtros granulares para la remoción de esos sólidos. Esta es la principal razón por la cual la sedimentación se efectúa previamente a la filtración. La

adición de polielectrolitos para desestabilizar a la partícula e incrementar la fortaleza del floc puede proporcionar una mayor captura y disminuir su retorno al agua.

Finalmente, una característica importante de las partículas es el grado en el que los sólidos pueden ser removidos en los filtros por compactación. En un filtro de medio granular, el espacio vacío es reducido por la captura de sólidos y la pérdida de carga se incrementará rápidamente

#### 2.2.4 Filtración

La filtración consiste en la remoción de partículas suspendidas y coloidales presentes en una suspensión acuosa que escurre a través de un medio poroso. El medio poroso puede estar constituido por un lecho simple (arena), lecho doble (arena y antracita), lecho múltiple (arena, antracita y granate), tierra de diatomeas ó otras combinaciones.

##### 2.2.4.1 Mecanismos de filtración

La filtración es considerada como el resultado de dos mecanismos distintos, pero a la vez complementarios: transporte y adherencia.

El transporte de las partículas es un fenómeno físico e hidráulico, afectado principalmente, por los parámetros que gobiernan la transferencia de masas. La adherencia entre partículas y granos es básicamente un fenómeno de acción superficial, que es influenciado por parámetros físicos y químicos.

##### 2.2.4.1.1 Mecanismos de transporte

La mayor parte de los trabajos realizados con el objeto de verificar los factores que influyen el transporte de las partículas, destacan la diferencia que existe entre la filtración de acción superficial y la profundidad (Di Bernardo, 1984).

En la filtración de acción superficial, la formación de un manto de partículas removidas está localizado encima de las primeras capas del medio filtrante y es responsable aproximadamente del 90 % de la pérdida de carga total, mientras que, en el segundo caso, la penetración de partículas es profunda, produciéndose una distribución de pérdidas de carga en todo el medio filtrante. La acción física de cribado es un mecanismo dominante en la filtración de acción superficial, mientras que, en la filtración de acción a profundidad, este mecanismo es el de menor importancia entre otros responsables por el transporte de las partículas. A continuación se describen los principales mecanismos de transporte.

a) Impacto inercial

Durante el escurrimiento, las líneas de corriente divergen al estar cerca de los granos del medio filtrante, de modo que las partículas suspendidas con cantidad de movimiento suficiente para mantener su trayectoria, colisionan con los granos, según se muestra en la FIG 4.

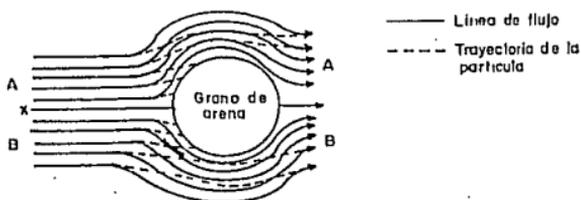


FIG 4 Remoción por impacto inercial

Para caracterizar la eficiencia de este mecanismo fueron propuestos dos modelos matemáticos:

$$II = \frac{\rho_s d^2 V_\infty}{18 \mu D} \quad (35)$$

$$\frac{F_i}{F_g} = \frac{2}{g} \frac{V_i^2}{D} \quad (36)$$

donde

II = parámetro adimensional que representa la eficiencia del mecanismo

$\rho_s$  = densidad de las partículas suspendidas

d = diámetro de las partículas suspendidas

D = diámetro de los granos del medio filtrante

$V_\infty$  = velocidad de aproximación

$\mu$  = viscosidad absoluta del agua

$F_i$  = fuerza centrífuga inercial

$F_g$  = fuerza de gravedad

$V_i$  = velocidad intersticial

La ecuación (35), propuesta por Ives (Di Bernardo, 1984), muestra que  $II$  es inversamente proporcional al diámetro de los granos e independiente de la densidad del fluido. Para los medios filtrantes normalmente utilizados en la práctica, el tamaño de los poros es directamente proporcional al tamaño de los granos y por lo tanto,  $II$  aumenta con la disminución del tamaño de los poros. Los parámetros que más influyen en este mecanismo son la velocidad de aproximación y la viscosidad, siendo que el impacto inercial se incrementa a medida que la velocidad de aproximación crece y la viscosidad disminuye.

La ecuación (36), propuesta por Herzig *et al* (Di Bernardo, 1984), muestra que a medida que la relación  $F_1/F_0$  aumenta, o sea que cuanto mayor es la velocidad intersticial y menor el diámetro de los granos, mayor será la posibilidad de que las partículas suspendidas dejen la línea de corriente y colisiones con los granos.

A pesar de que las ecuaciones (35) y (36) resultaron de consideraciones diferentes, ambas tienen en común que la eficiencia del mecanismo depende del tamaño de los granos y de la velocidad de aproximación, ya que la velocidad intersticial es igual a la de aproximación dividida por la porosidad media del medio filtrante.

El efecto del impacto inercial es despreciable cuando se consideran partículas suspendidas de un tamaño entre 0.01 y 0.10  $\mu\text{m}$  y de densidad entre 1 y 2.65  $\text{kg/m}^3$  cuando el régimen de escurrimiento es laminar.

#### b) Intercepción

Normalmente, el régimen de escurrimiento durante la filtración es laminar y por lo tanto, las partículas se mueven a lo largo de las líneas de corriente. Debido a que las partículas suspendidas tienen densidad aproximadamente igual a la del agua, serán removidas de la suspensión cuando en relación a la superficie de los granos del medio filtrante, las líneas de corriente están a una distancia menor que la mitad del diámetro de las partículas suspendidas, como lo muestra la Fig 5.

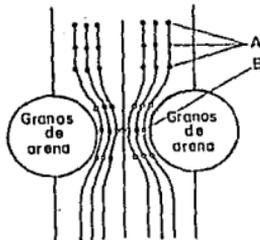


FIG 5 Contacto de partículas. Mecanismo de intercepción

La ecuación propuesta por Ives para el caso de la intercepción fue desarrollada para partículas suspendidas y granos del medio filtrante de forma esférica (Di Bernardo, 1984).

$$I = \frac{d}{D} \quad (37)$$

donde

I = parámetro adimensional de intercepción  
 d = diámetro de las partículas suspendidas  
 D = diámetro de los granos del medio filtrante

### c) Sedimentación

El efecto de la gravedad sobre las partículas suspendidas durante la filtración fue sugerido hace más de 70 años, cuando Hazen consideró los poros de los filtros lentos de arena como pequeñas unidades de sedimentación. Sin embargo, la contribución de este mecanismo fue considerada despreciable por mucho tiempo, pues la velocidad de sedimentación de las partículas suspendidas y especialmente la de los pequeños flóculos, es mucho más pequeña en comparación con la velocidad intersticial.

La velocidad de sedimentación de las partículas puede calcularse por la ecuación de Stokes, representada por la siguiente ecuación:

$$V_s = \frac{g (\rho_s - \rho_a) d^2}{18 \mu} \quad (38)$$

donde

$V_s$  = velocidad de sedimentación de las partículas  
 $\rho_s$  = densidad de las partículas  
 $\rho_a$  = densidad del agua  
 d = diámetro de las partículas  
 $\mu$  = viscosidad absoluta del agua

La FIG 6 muestra el esquema del mecanismo de sedimentación.

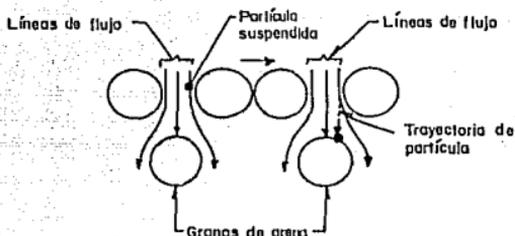


FIG 6 Remoción por sedimentación

#### d) Difusión

Se ha observado que las partículas relativamente pequeñas presentan un movimiento errático cuando se encuentran suspendidas en un medio líquido. Este fenómeno, resultado de un bombardeo intenso a las partículas suspendidas por las moléculas de agua, es conocido como movimiento browniano y se deben al aumento de energía termodinámica y a la disminución de la viscosidad del agua.

El movimiento de partículas mayores de  $1 \mu\text{m}$  es afectado por la fuerza de arrastre y de inercia de las mismas y por lo tanto, la intensidad del movimiento de difusión resulta inversamente proporcional al tamaño de las partículas suspendidas. La FIG 7 muestra de manera esquemática cómo se produce el transporte de partículas por el mecanismo de difusión.

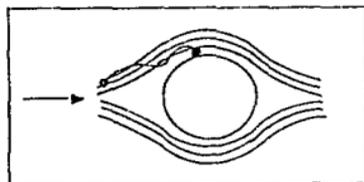


FIG 7 Mecanismo de difusión

#### 2.4.1.2 Mecanismos de adherencia

La adherencia entre las partículas transportadas y los granos está gobernada principalmente por las características de las superficies de las partículas suspendidas y de los granos. Las partículas se pueden adherir directamente tanto a la superficie de los granos como a las partículas previamente retenidas.

La adherencia se atribuye a dos tipos de fenómenos: interacción entre las fuerzas eléctricas y las de Van der Waals y al enlace químico entre las partículas y la superficie de los granos por un material intermediario.

a) Interacción combinada de las fuerzas electrostáticas y las de Van der Waals

De un modo general, las partículas sólidas sumergidas en agua presentan cargas en sus superficies, debido a una o más de las siguientes razones:

- \* disociación de iones en la superficie de las partículas
- \* cargas no balanceadas por las imperfecciones de la estructura del cristal
- \* reacciones químicas con iones específicos de la suspensión, con formación de enlaces químicos
- \* sustitución isomórfica en la estructura del cristal

Las características de la interfase sólido-líquido han sido evaluadas en términos del potencial Zeta, que es una medida de la energía requerida para llevar una carga unitaria desde el infinito hasta un plano que separe del resto de la dispersión, a la sección de la capa difusa que se mueve junto con las partículas.

Las fuerzas de atracción entre los átomos y entre las partículas fueron postuladas por Van der Waals para explicar la diferencia entre los gases ideales, los reales y los vapores. Estas fuerzas son resultantes de varias acciones diferentes; sin embargo, en muchas ocasiones la interacción de Van der Waals entre partículas sólidas es referida como interacción de dispersión. En la FIG 8 se muestra de manera esquemática el caso de una partícula de arcilla cargada negativamente y de forma no redondeada.

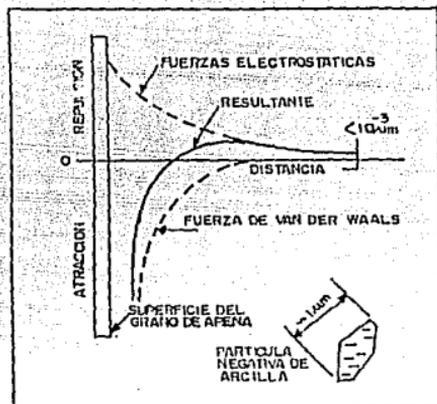


FIG 8 Interacción entre grano de arena y partícula de arcilla cargada negativamente

#### b) Puente químico

La adherencia de partículas coloidales en la interfase sólido-líquido que se produce en los filtros, puede deberse a una serie de mecanismos físicos y químicos que dependen de las características de ambas interfases. Cuando las partículas suspendidas y los granos del medio filtrante son de cargas opuestas, la fuerza electrostática de atracción se considera como base de la adherencia. No obstante, las fuerzas químicas pueden muchas veces sobrepasar a las electrostáticas. La adsorción de polímeros aniónicos sobre las superficies negativas es un ejemplo de la presencia de fuerzas químicas.

Los enlaces químicos entre los coágulos y la superficie de los granos pueden hacerse de diversas maneras, destacándose el intercambio iónico, los enlaces de hidrógeno y la adsorción mutua.

#### 2.2.4.2 Cinética de filtración

La caracterización matemática de la remoción de sólidos suspendidos (Tchobanoglous, 1987) puede ser modelada considerando un balance de masa en un elemento de volumen como se presenta en la FIG 9.

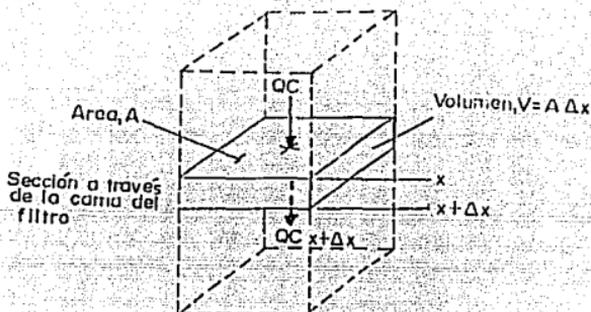


FIG 9 Análisis del proceso de filtración

$$\frac{\delta q}{\delta T} V + \alpha(T) \frac{\delta C}{\delta T} V = QC_x - QC_{x+\Delta x} + 0 \quad (39)$$

ACUMULACION DE SÓLIDOS EN POROS NO ACTIVOS	ACUMULACION DE SÓLIDOS EN POROS ACTIVOS	INF - EFL + GENERACION
---	--	------------------------

donde

- $\delta q/\delta T$  : cambio en el tiempo de la cantidad de sólidos depositados dentro del filtro ( $g/m^2.s$ )
- $\alpha(T)$  : porosidad media (variable con el tiempo)
- $\delta C/\delta T$  : cambio en el tiempo de la concentración promedio de sólidos en poros ( $g/m^3.s$ )
- $V$  : volumen diferencial ( $m^3$ )
- $Q$  : tasa de filtración ( $m/s$ )
- $C$  : concentración de sólidos suspendidos ( $g/m^3$ )

Sustituyendo  $A\Delta x$  por  $V$  y  $AV$  por  $Q$ , donde  $v$  es la velocidad de filtración ( $m^3/m^2.s$ ) y tomando el límite, cuando  $x$  sea aproximado a cero, resulta en:

$$-v(\delta C/\delta x) = (\delta q/\delta T) + \alpha(T) (\delta C/\delta T) \quad (40)$$

donde

- $-v(\delta C/\delta x)$  : representa la diferencia entre la masa de sólidos suspendidos entrando y saliendo de la sección
- $(\delta q/\delta T)$  : variación en el tiempo de la masa de sólidos suspendidos en la porción sólida del filtro
- $\alpha(T) (\delta C/\delta T)$  : variación en el tiempo de la concentración de los sólidos suspendidos en la porción del fluido en el volumen del filtro

En un proceso de flujo continuo, la cantidad de fluido dentro del lecho usualmente es pequeño, comparado con el volumen del líquido pasando a través del mismo; en este caso, el balance de materiales se convierte en:

$$-v(\delta C/\delta x) = (\delta q/\delta T) \quad (41)$$

Para resolver la ecuación, se requiere una expresión independiente adicional. La aproximación más directa es derivar una relación que describa el cambio de la concentración de los sólidos suspendidos con la distancia como:

$$(\delta C/\delta x) = \phi(v_1, v_2, v_3, \dots) \quad (42)$$

donde

$v_1, v_2, v_3$  son las variables que gobiernan la remoción de materia suspendida en la solución

#### 2.2.4.3 Hidráulica de la filtración

Las velocidades a las que comunmente operan los filtros granulares para agua, corresponden a un flujo laminar y este obedece a la ley de Darcy en el lecho limpio del filtro.

A medida que los sólidos suspendidos son removidos por el filtro, el espacio vacío disponible para el flujo decrece y la velocidad a través de los huecos se incrementa, en consecuencia para mantener la tasa de filtración deseada, se requiere más energía para forzar el paso del agua a través del filtro y así superar las pérdidas por fricción dentro del filtro. Esto se observa como un descenso en la energía total del agua desde el influente al efluente del filtro.

Cuando la energía decrece o la pérdida de carga aumente o cuando la tasa de flujo deseada no puede mantenerse con el equipo disponible o cuando la calidad del agua efluente se deteriora debido al paso de sólidos suspendidos, el filtro se deja de operar y el medio filtrante se limpia o se reemplaza por otro. Las pérdidas de carga a través de materiales granulares en el rango laminar es formulada por Darcy como:

$$v = K_p St \quad (43)$$

donde

- v : velocidad frontal o de aproximación del agua sobre el lecho de arena (cm/s)  
K<sub>p</sub> : coeficiente de permeabilidad (cm/s)  
S<sub>t</sub> : gradiente hidráulico = hr/L (adimensional)  
hr : pérdida de carga (cm)  
L : profundidad (m)

El coeficiente de permeabilidad se puede determinar experimentalmente. Se han desarrollado varias relaciones teóricas para calcular K<sub>p</sub> a partir de características físicas medibles. Los componentes identificados del coeficiente K<sub>p</sub> de Darcy son la densidad (ρ), viscosidad del agua (μ), porosidad del lecho (f) y tamaño y forma de los granos constituyentes de arena que determinan el área superficial (A) de los granos dentro del lecho en relación con su volumen (V).

Una ecuación típica (Camp, citado por Weber, 1972) para el flujo laminar a través de un material granular, la cual muestra las variables de importancia es:

$$\frac{hr}{L} = J \frac{\nu}{g} \frac{(1-f)^2}{f} v \left[ \frac{S}{dp} \right]^2 \quad (44)$$

donde

- ν: viscosidad cinemática (cm<sup>2</sup>/s)  
J: constante empírica, aproximadamente 5 para flujo en la región laminar  
f: proporción de porosidad en el lecho del filtro (adimensional)  
g: aceleración de la gravedad (cm/s<sup>2</sup>)  
dp: medida del diámetro de las partículas, comunmente tomadas como la media de tamaños contiguos de las mallas en donde se retienen y pasan las partículas  
S: factor de forma, una medida del grado de irregularidad de la partícula y S = 6/ψ, donde ψ es la esfericidad.

La esfericidad es la relación del área superficial de una esfera de igual volumen al área superficial actual de la partícula. Los valores de S se han reportado de 6 para partículas esféricas a 8.5 para material granular triturado como carbón de antracita (adimensional).

No hay buena medida del factor de forma, por lo tanto, es más práctico determinar el producto de dos constantes empíricas  $J S^2$ , como una característica global del material del filtro que obtener valores separados de  $J$  y  $S$ . Esto se puede hacer al medir la pérdida de carga, tamaño de las partículas, temperatura y porosidad del medio en cuestión y cálculo de la constante  $J S^2$ .

La pérdida de carga a través del lecho de arena limpio de un filtro con tamaño efectivo de 0.29 mm y coeficiente de uniformidad de 2.66 a 2 gpm/ft<sup>2</sup> es menor a 3 cm. Para aplicar la ecuación a un filtro de arena de lecho no estratificado, cada peso fraccional ( $p_i$ ) del tamaño tamizado ( $d_i$ ), contribuye con su fracción del área total, siendo las relaciones individuales área-volumen  $6/(\psi d_i)$ . Por lo tanto, para una esfericidad uniforme,

$$\frac{hr}{L} = J \frac{v v}{g} \frac{(1-f)^2}{r^3} \left[ \frac{6}{\psi} \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} \right]^2 \quad (45)$$

Aquí el diámetro  $d_i$  es un diámetro promedio tal como el diámetro geométrico medio o la raíz cuadrada del producto de los tamaños de malla superior e inferior que lo representan a una fracción  $p_i$  de muestra analizada.

#### 2.2.4.4 Factores que influyen en la filtración

La eficiencia de la filtración está relacionada con las características de la suspensión y del medio filtrante, con la hidráulica de la filtración y la calidad del efluente. Por ejemplo, la filtración de agua cruda en filtros lentos de arena, y la de agua coagulada en filtros rápidos de arena resultan de interacciones distintas entre los granos del medio filtrante y las partículas suspendidas, pues un factor importante de ser tenido en cuenta en la filtración lenta puede, muchas veces, no ser importante para la filtración directa (DiBernardo, 1984).

##### 2.2.4.4.1 Características de la suspensión

###### a) Tipo de partículas suspendidas

La filtración de flóculos que no sedimentan en una planta de ablandamiento difiere sustancialmente del caso en que se tienen flóculos provenientes de pretratamientos con una sal de fierro o

aluminio. Por otro lado, el tipo de partículas primarias presentes en el agua cruda influyen en la eficiencia de la filtración. Por ejemplo, la existencia de algas en el efluente a los filtros de una instalación de filtración directa, influye en la formación de curvas de pérdida de carga más acentuada que en aquellas en que el efluente sólo posee partículas suspendidas coaguladas de arcilla o sílice.

#### b) Tamaño de partículas suspendidas

Existe un tamaño crítico de partículas suspendidas, del orden de  $1\mu\text{m}$ , para el cual se tiene menos oportunidad de contacto entre las partículas suspendidas y el grano del medio filtrante. Este hecho se puede observar desde el principio cuando el medio filtrante está limpio, hasta el final de la carrera de la filtración. Algunos productos químicos, como los coagulantes tradicionales y polímeros, pueden usarse para ajustar el tamaño de las partículas suspendidas de modo de obtener una eficiencia mayor. Las partículas menores que el tamaño crítico serán removidas eficientemente debido, principalmente a la difusión, mientras que las mayores también serán removidas eficientemente por la acción de otros mecanismos, como la intercepción y sedimentación.

Cuanto mayor sea la densidad de las partículas suspendidas, mayor será la eficiencia de remoción de las partículas de tamaño superior al crítico mencionado anteriormente.

#### c) Temperatura

En general, el aumento de temperatura conduce a una eficiencia mayor pues se tiene un aumento de energía termodinámica en las partículas del agua y consecuentemente, la difusión se vuelve un mecanismo importante cuando se tienen partículas suspendidas menores que una micra. Por otro lado, la disminución de la viscosidad facilita la acción del mecanismo de sedimentación de partículas mayores de  $1\mu\text{m}$ .

#### d) Concentración de partículas suspendidas

Cuando el medio filtrante se encuentra limpio, la eficiencia de remoción depende de la concentración de partículas suspendidas en el influente. Después de algún tiempo de filtración, la eficiencia de remoción aumenta con el incremento de concentración de las partículas suspendidas en el influente, pues las partículas retenidas hacen de colectores de otras partículas suspendidas.

Evidentemente, al existir una eficiencia de remoción mayor con el aumento de concentración, la curva de pérdida de carga en función del tiempo será más acentuada.

#### e) Potencial Zeta

Cuando las partículas suspendidas y los granos del medio filtrante tienen potencial Zeta del mismo signo, la interacción entre las capas dificulta la adherencia, reduciendo la eficiencia de remoción. Como los materiales filtrantes usuales presentan potenciales Zeta negativos, sería conveniente que las partículas suspendidas tengan potencial Zeta neutro o negativo.

#### f) pH

El pH influye en la capacidad de intercambio iónico entre las partículas suspendidas y los granos del medio filtrante. Para valores de pH inferiores a 7, disminuye el intercambio de cationes y aumenta el intercambio de aniones sobre las superficies positivas, mientras que para valores de pH superiores a 7, se produce un aumento en el intercambio de cationes y una disminución en el intercambio de aniones sobre las superficies negativas.

### 2.2.4.4.2 Características del medio filtrante

#### a) Tipo de medio filtrante

El tipo de medio filtrante debe seleccionarse basándose en la calidad de agua filtrada que se desea. Adicionalmente, también debe tenerse en cuenta la duración de la carrera de filtración y la facilidad de lavado. Un medio filtrante ideal es aquel de una determinada granulometría y granos de un cierto peso específico, que requiere una cantidad mínima de agua para ser lavado eficientemente y que es capaz de remover la mayor cantidad posible de partículas suspendidas, produciendo un efluente de gran calidad.

La arena ha sido el medio filtrante comúnmente empleado. A pesar de producir un efluente de mejor calidad, la arena de granulometría menor, presenta una carrera de filtración más corta, que la arena de granulometría mayor. En todo caso, la estratificación de la arena se produce como consecuencia del lavado a contracorriente, con los granos de menor tamaño ocupando las capas superiores y los de mayor tamaño en las capas inferiores. La estratificación favorece la retención de la mayor parte de partículas en las capas superiores, haciendo posible que exista presión inferior a la atmosférica en el interior del medio filtrante, situación indeseable no sólo por la posibilidad de formación de burbujas de aire, sino también por la compactación de parte del medio filtrante, perjudicándose con ello el proceso de filtración y dificultándose el lavado.

El problema producido por la estratificación puede controlarse usando arena con coeficientes de uniformidad próximo a la unidad y arena preparada entre dos mallas consecutivas, por ejemplo,

entre las de aberturas iguales a 0.42 y 0.59 mm. A pesar de ser esta la condición ideal, pues se ahorra agua para el lavado, la preparación de la arena no resultaría económicamente ventajosa.

En la práctica, lo común es especificar la arena con un coeficiente de uniformidad inferior a 1.5. La filtración en medios filtrantes dobles, constituidos de antracita y arena es, bajo cualquier punto de vista, superior a la filtración en medios constituidos únicamente de arena, como lo demuestran los trabajos de investigación realizados en instalaciones pilotos y en prototipos, publicados por la Water Research Association, de Inglaterra (DiBernardo, 1984).

b) Tamaño efectivo (TE)

Con relación al porcentaje (en peso) que pasa por las mallas de una serie granulométrica, el tamaño efectivo se refiere al tamaño de granos correspondiente al porcentaje de 10 %

c) Coeficiente de uniformidad (CU)

En relación al porcentaje (en peso) que pasa por las mallas de una serie granulométrica, el coeficiente de uniformidad es igual a la relación entre el tamaño de los granos correspondientes al 60 % y el tamaño de los granos correspondiente al 10 %

d) Forma

La forma de los granos normalmente se evalúa en función del coeficiente de esfericidad (Ce), que es igual a la relación entre el diámetro de una esfera de velocidad de sedimentación igual a la del grano considerado, y el tamaño medio de los granos entre dos mallas consecutivas de la serie granulométrica, entre las que se preparó el medio filtrante.

e) Peso específico:

El peso específico del material es igual al peso de los granos dividido por el volumen efectivo que ocupan los granos.

Estas cuatro características son muy importantes para especificar los materiales que componen un medio filtrante de dos o más capas. Durante mucho tiempo, el tamaño de los granos de materiales diferentes era escogido para eliminar la mezcla de los granos mayores con los menores en las capas adyacentes.

En la TABLA 6 se muestran los valores normales para el coeficiente de esfericidad y peso específico de los materiales filtrantes más usuales en la práctica.

TABLA 6 DATOS DE COEFICIENTES DE ESFERICIDAD Y PESO ESPECIFICO PARA VARIOS MATERIALES GRANULARES

MATERIAL	COEFICIENTE DE ESFERICIDAD	PESO ESPECIFICO (g/cm <sup>3</sup> )
ARENA	0.75 - 0.80	2.65 - 2.67
ANTRACITA	0.70 - 0.75	1.50 - 1.70
GRANATE	0.75 - 0.85	4.00 - 4.20

FUENTE: DiBernardo, 1984

Para obtener un grado de intermezcla que no disminuya sustancialmente la porosidad en la región común entre las capas adyacentes de materiales diferentes, se recomienda que el tamaño de los granos mayores no supere a cinco veces el tamaño de los granos menores. Ahora bien, cuando se considera una antracita con peso específico superior al inglés, que varía entre 1.4 y 1.5 g/cm<sup>3</sup>, esta relación debe ser inferior a 4 y de preferencia se considerarán las siguientes relaciones.

El tamaño de los granos de la antracita correspondiente al 90 % en peso (referente al que pasa) y el tamaño de los granos de arena correspondiente al 10 % en peso (referente al que pasa igual al tamaño efectivo), deben mantener una relación del orden de 3.0

El tamaño de los granos de antracita correspondiente al 90 % en peso (referente al que pasa) y el de arena correspondiente al 90 % en peso (referente al que pasa), deben estar relacionados de modo que se expandan simultáneamente.

#### 2.2.4.5 Materiales filtrantes granulares

Los filtros pueden estar compuestos de arena natural de sílice, carbón de antracita (duro) triturado, magnetita (mineral) triturada y arenas de granate.

Las arenas naturales granulares y los minerales triturados que se emplean normalmente difieren en tamaño y distribución de tamaños, en variación de la forma, así como en densidad y composición química. Los valores de la media y las variancias proporcionan

parámetros aceptables para: a) Describir la geometría de los materiales, b) La predicción racional de su comportamiento hidráulico, y c) Calcular la remoción de impurezas por filtración.

El tamaño de las partículas es tridimensional y describe el volumen de los granos. La forma de la partícula es un concepto geométrico más difícil. En filtración de agua, la forma es una medida deseable del área superficial del grano en relación con su volumen, es decir, una longitud o diámetro. Sólo en el caso ideal de sólidos geométricos regulares puede éste diámetro, o medición de longitud identificar tanto el volumen real como el área superficial verdadera. Los diámetros y áreas superficiales que dependen del diámetro característico de las partículas irregulares no se pueden medir directamente en un sentido geométrico significativo. A causa de esto, se recurre a características indirectas del tamaño y forma para relacionarlas con propiedades significativas del flujo a través de los materiales filtrantes y con la purificación resultante.

#### 2.2.4.5.1 Tamaño de Grano y Distribución de los Tamaños.

Generalmente, los parámetros del tamaño medio del grano y la variancia en tamaño del grano se determinan por cribado de una muestra representativa de granos de filtro a través de un juego de mallas calibradas.

Se principia con el peso de materiales tamizados que caen al recipiente del fondo a través de una columna vertical de mallas cada vez más finas, las porciones de arena retenidas entre mallas contiguas se suman en secuencia y se registran los pesos acumulativos. Después de convertir a porcentajes de pesos, iguales o menores que el tamaño nominal de la malla más abierta superior, se puede trazar una curva de suma para propósitos de generalización.

La serie americana E.U.A. (U.S) estándar de mallas se refiere a una abertura de la malla de 1mm (generada aproximadamente por 18 mallas por pulgada). De ahí en adelante, las aberturas de las mallas se mantienen sucesivamente en la relación de  $(2)^{1/4}$  de una a otra, siendo la más amplia de 5.66 mm y la más pequeña de 0.037 mm.

Para muchos materiales filtrantes naturales, la curva de suma de los pesos, por debajo o iguales a los tamaños dados de malla, se aproximan a la normalidad geométrica. Los análisis trazados sobre papel logarítmico de probabilidad, genera una línea casi recta en la cual la interpolación es sencilla, y a partir de la cual el tamaño geométrico medio y la desviación geométrica estándar en el tamaño se pueden leer o calcular a partir de los valores de 50 % y 15.84 %. En la práctica, los parámetros de tamaño-frecuencia que todavía se usan ampliamente son el tamaño efectivo E de Hazen, o percentil 10  $P_{10}$  y el coeficiente de uniformidad U, o relación del percentil 60 al percentil 10,  $P_{60}/P_{10}$ .

Hazen escogió el percentil 10 como tamaño efectivo (hidráulicamente) porque había observado que la resistencia hidráulica de los lechos de arena, no estratificados, permanecía relativamente inafectada por la variación en el tamaño siempre que el percentil 10 permaneciera sin cambio.

#### 2.2.4.5.2 Forma de grano y variación de la forma.

El área superficial de la arena para filtros, o bien de otros materiales granulares en contacto con el agua que pasa a través de un filtro, es una determinante tanto operacional como hidráulica (de fricción). Por desgracia no existe todavía una forma satisfactoria de encontrar ésta área superficial por medición directa. El área, aun cuando sea grande, no es suficientemente extensa para responder, por ejemplo, a las mediciones basadas en la adsorción de capas monomoleculares de gas, colorantes u otros adsorbatos.

No obstante, es posible establecer sin dificultad el volumen de los poros y el volumen complementario de la arena  $V$ , de un filtro. Debido a que el área superficial  $A$  de los granos en relación con el volumen de agua en el espacio de los poros es una función de  $A/V$ , es ésta característica de tamaño la que se emplea generalmente en las formulaciones de comportamiento de los filtros, y se le denomina forma identificativa. Entre las mediciones útiles de la forma se encuentran en esfericidad  $\psi$ , y el factor  $S$ . Definida como la relación del área superficial de una esfera de volumen equivalente al área superficial real o verdadera, adquiere valores similares a los presentados en la TABLA 7, en la que se bosquejan partículas de formas representativas.

TABLA 7 CARACTERISTICAS DE MATERIALES GRANULARES

DESCRIPCIÓN	ESFERICIDAD $\psi$	FACTOR DE FORMA, S	POROSIDAD TÍPICA
a) Esféricos	1.00	6.0	0.38
b) Redondeados	0.98	6.1	0.38
c) Desgastados	0.94	6.4	0.39
d) Agudos	0.81	7.4	0.40
e) Angulares	0.78	7.7	0.43
f) Triturados	0.70	8.5	0.48

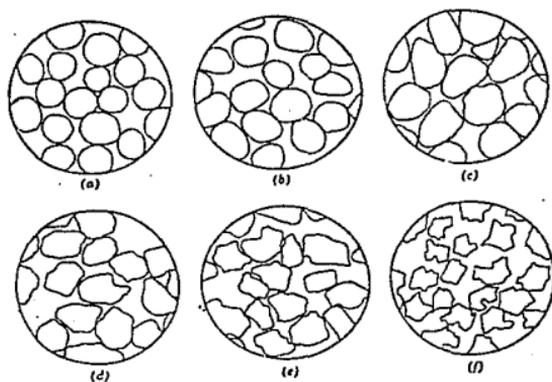


FIG 10 Formas típicas de materiales granulares.

## 2.3 Experiencia de la filtración lenta en arena

### 2.3.1 Experiencia en México

La filtración lenta en arena en México no ha tenido un desarrollo importante, a pesar de que ésta tecnología tiene las características de bajo costo así como fácil operación y mantenimiento.

Se debe considerar que con base en la situación económica del país, es muy difícil implementar tecnologías sofisticadas y con altos costos de construcción, operación y mantenimiento.

Actualmente existen instalados sistemas de filtración lenta en arena en cuatro estados de la República, a saber, Guerrero, Nuevo León, Puebla y Sinaloa (CNA, 1992), que hacen un total de 35 sistemas de filtración lenta (TABLA 8).

TABLA 8 SISTEMAS DE FILTRACION LENTA EN ARENA INSTALADOS EN LA REPUBLICA MEXICANA

LOCALIDAD	PROCESO	CONDICIONES ACTUALES
<b>GUERRERO</b>		
CHILPANCINGO TEOLOAPAN	FILTRACION LENTA FILTRACION LENTA	REHABILITACION OPERANDO
<b>NUEVO LEON</b>		
CERRALVO SAN PEDRO	FILTRACION LENTA FILTRACION LENTA	FUERA DE OPERACION OPERANDO
<b>PUEBLA</b>		
CHIETLA	FILTRACION LENTA	FUERA DE OPERACION

FUENTE: CNA, 1992

TABLA 8 SISTEMAS DE FILTRACION LENTA EN ARENA INSTALADOS EN LA REPUBLICA MEXICANA (CONTINUACION)

LOCALIDAD	PROCESO	CONDICIONES ACTUALES
<b>SINALOA</b>		
SAN MIGUEL ZAP.	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
EJIDO VALLEJO	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
EJIDO 5 DE MAYO	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
C.P. EL COLORADO	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
CAMPO PAREDONES	F. LENTA MODIFICADA	EN CONSTRUCCION
EL REFUGIO	F. LENTA MODIFICADA	EN CONSTRUCCION
EJIDO 1 DE MAYO	F. LENTA MODIFICADA	EN CONSTRUCCION
EL MACAPULE	F. LENTA MODIFICADA	FUERA DE OPERACION
EJIDO COMPUERTAS	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
CERRO CABEZON	F. LENTA MODIFICADA	EN CONSTRUCCION
ZAPOTILLO No.1	F. LENTA MODIFICADA	EN CONSTRUCCION
EJIDO MOCHIS	F. LENTA MODIFICADA	EN CONSTRUCCION
CHIHUAHUITA	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
POBLADO No.7	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
POBLADO No.5	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
EJIDO FLOR AZUL	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
VILLA G.D. ORDAZ	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
E. DOLORES HGO.	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
BACHOMOBAMPO 1	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
BACHOMOBAMPO 2	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
E. E. ZAPATA	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
EJIDO OHUIRA	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
E. R.F. MAGON	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
E. 9 DE DICIEM.	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
E. BENITO JUAREZ	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
E. FCO. VILLA	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
EJIDO MEXICO	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
SAN FERNANDO	F. LENTA MODIFICADA	REHABILITACION
EL CAMPESINO	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO
EL VARAL	F. LENTA MODIFICADA	OPERANDO

FUENTE: CNA, 1992

No obstante los datos recopilados, se revisaron las instalaciones en Sinaloa y Nuevo León y se encontró que ningún sistema cumple con las características de construcción, operación y mantenimiento propias de la filtración lenta en arena. En el estado de Puebla, el sistema de filtración se encuentra en estado de abandono y en Guerrero, de los dos sistemas de filtración lenta, solo uno de ellos se encuentra en operación.

Los principales problemas que se encontraron en la operación y mantenimiento de las unidades en Sinaloa y Nuevo León fueron:

- Pre-cloración antes del proceso de filtración
- Velocidades de filtración mayores a las recomendadas en los criterios de diseño
- Procedimientos erróneos en el proceso de limpieza
- Procedimientos erróneos en el mantenimiento
- Carencia de pre-tratamiento al sistema de filtración lenta cuando las características del agua no son adecuadas a este proceso

Esta situación reafirma el interés del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua en desarrollar e implementar esta tecnología en el país como una alternativa económica y operacionalmente accesible, principalmente en pequeñas comunidades rurales.

### 2.3.2 Experiencia en Colombia

Los filtros lentos de arena pueden remover una amplia gama de sustancias, la literatura cita un rango de eficiencias logradas por los filtros lentos de arena para diferentes parámetros de calidad del agua (TABLA 9).

Estas eficiencias normalmente han sido reportadas en unidades de filtración operadas con velocidades en el rango de 0.04 a 0.2 m/h y temperaturas superiores a los 5°C, con una altura del lecho filtrante superior a 0.5 m y de un tamaño efectivo del grano de arena entre 0.15 y 0.30 mm.

Frecuentemente la filtración lenta en arena por sí sola no puede producir un efluente que cumpla consistentemente los requisitos de calidad de agua establecidos. Las fuentes de abastecimiento tanto de países desarrollados como en vías de desarrollo, están tan contaminadas que difícilmente la filtración lenta sería suficiente para potabilizar ese tipo de aguas, por lo que se requiere de una combinación de procesos de tratamiento para cumplir con la norma de agua apta para consumo humano.

La aplicación del concepto de multi-barrera en el tratamiento de agua aumenta significativamente el potencial de la aplicación de la filtración lenta en arena. En éste aspecto, se presenta una experiencia exitosa en la región andina de Colombia, donde plantas de tratamiento de varias etapas, que incluyen diferentes alternativas de pre-tratamiento junto con la tecnología de filtración lenta en arena, están produciendo agua de bajo riesgo sanitario.

**TABLA 9. EFICIENCIAS TÍPICAS DE TRATAMIENTO PARA FILTROS LENTOS DE ARENA**

PARAMETRO	REDUCCION TIPICA
Entero-bacterias	90-99.99 % o aún mayor; sin embargo, la eficiencia de remoción de coliformes es reducida por bajas temperaturas, aumento en la velocidad de filtración, uso de arena gruesa, poca profundidad del lecho de arena, concentración reducida del contaminante y justo después de la remoción de la membrana biológica.
Cercarias de esquistosoma	Remoción virtualmente completa.
Quistes de protozoarios	99-99.99 % aún después de la remoción de la biomensura.
Turbiedad	Generalmente reducida a menos de 1 UTN.
Color	30 - 90 % siendo 30 % la eficiencia más usualmente reportada.
Materia orgánica	DQO 30-70% ; COT 15-30% ; materia orgánica tal como ácidos húmicos, detergentes, fenoles y algunos pesticidas y herbicidas pueden ser removidos desde 50 hasta más de 99 % .
Fierro y manganeso	Pueden ser significativamente removidos.
Metales pesados	30-90 % o aún más.

FUENTE: Galvis, 1991.

En 1984 se obtuvieron los primeros indicios sobre las características de las aguas crudas de los ríos y quebradas en la región del Valle del Cauca en Colombia. Se logró distinguir dos tipos de fuentes: los ríos y quebradas de la ladera y los grandes ríos del Valle. Los primeros reciben agua de cuencas relativamente pequeñas, muchas de las cuales enfrentan problemas de erosión. Los grandes ríos del Valle reciben agua de quebradas y ríos de ladera y aguas dispuestas sin tratamiento de ciudades intermedias y grandes.

Con base en estos primeros resultados se concluyó que los filtros lentos de arena por sí solos no podrían manejar continuamente los niveles prevalecientes de turbiedad y coliformes fecales. En ambos tipos de ríos se investigó a escala piloto diferentes técnicas de pre-tratamiento para mejorar la calidad del agua antes de pasarla por los filtros lentos de arena. Los resultados fueron satisfactorios porque los sistemas de pre-tratamiento removieron una parte considerable de los sólidos suspendidos, redujeron coliformes fecales y aún los niveles de color real.

La construcción de planta a escala real confirmó el funcionamiento de los sistemas de pre-tratamiento, operando en conjunto con los filtros lentos de arena.

Los sistemas así contruidos encajan perfectamente con el concepto de multi-barrera. Según este concepto, se debe tener más de una etapa de tratamiento para producir agua apta para consumo humano. Idealmente se debe obtener agua de bajo riesgo sanitario antes de la etapa final del tratamiento, la cual podría entonces ser considerada una barrera de seguridad. La desinfección es normalmente esta última línea de defensa y para que sea efectiva, se requiere que las barreras previas eliminen virtualmente los microorganismos patógenos y las sustancias que puedan interferirla, de tal forma que la desinfección terminal con dosis bajas y constantes, sea una protección eficiente.

En Colombia se ha llevado a cabo investigación aplicada mediante la implementación de proyectos de demostración sobre filtración lenta en arena en el período 1984-1987 y pre-tratamientos (en desarrollo). La TABLA 10 presenta la información sobre siete sistemas de tratamiento de agua en la región del Valle del Cauca en Colombia.

Cada sistema comprende cuatro pasos diferentes de tratamiento: acondicionamiento, unidad de filtración gruesa, unidad de filtración lenta en arena y desinfección.

El acondicionamiento consiste, en algunos casos, en una sedimentación simple, pero recientemente estos han sido reemplazados por un filtro grueso dinámico. Esta unidad tiene una capa de grava fina sobre un lecho de grava más gruesa. El agua que entra a la unidad, pasa sobre el lecho de grava y una parte

TABLA 10 PARAMETROS DE OPERACION DE LOS PROYECTOS DE DEMOSTRACION A ESCALA REAL. BASADO EN INFORMACION RECOLECTADA EN EL PERIODO OCT./1990 A SEP./1991.

PLANTA DE TRATAMIENTO	CAUDAL PROMEDIO (L/s)	SISTEMA DE PRETRATAMIENTO				FILTROS LENTOS EN ARENA	
		TIPO	LECHO (m)	TAMAÑO (mm)	VEL. FILT (m/h)	No.UNIDADES	VEL. FILT. (m/h)
CEYLAN	9.6	FGAS	2.0	25 - 3	0.75	2	0.14
LA MARINA	7.9	FGAS	1.8	20 - 6	0.90	2	0.16
CAÑAS GORDAS	8.6	FGDI	0.6	25 - 7	10.20	3	0.16
		FGAS	2.0	25 - 3	0.67	-	----
RETIRO	10.5	FGAC	1.0	25 - 3	0.73	2	0.15
COLOMBO	0.7	FGDI	0.6	25 -13	1.05	2	0.11
		FGAC	1.2	25 - 4	0.50	-	----
CIDER - RESTREPO	0.8	FGH	7.0	16 - 6	0.85	2	0.15
JAVERIANA	1.5	FGDI	0.6	25 - 5	0.75	2	0.08
		FGH	4.0	16 - 3	0.30	-	----

Nota: FGAS: Filtro grueso ascendente en serie  
 FGAC: Filtro grueso ascendente en capas  
 FGDI: Filtro grueso dinámico  
 FGH: Filtro grueso horizontal

FUENTE: GALVIS, 1991

se filtra mientras que el resto es devuelta al río. Este sistema representa un primer proceso de tratamiento, pero aún más importante es su ventaja de colmatarse rápidamente cuando recibe turbiedades pico. El flujo a través del lecho se reduce de forma tal que le llega poca cantidad de sólidos suspendidos a las próximas unidades de tratamiento del sistema, estos picos son de corta duración y la limpieza y retorno a operación de estos filtros es materia de unos pocos minutos.

La unidad de filtración gruesa, principalmente del tipo de flujo ascendente, es de una o varias etapas.

Las unidades de filtración lenta en arena con control a la entrada.

La desinfección con cloro es aplicado por goteo como una barrera de protección final.

Las TABLAS 11, 12, 13 y 14 presentan datos sobre el desempeño de los diversos sistemas para cuatro parámetros básicos: coliformes fecales, sólidos suspendidos, turbiedad y color real. Cuatro de estas plantas (Colombo, Cañas Gordas, Retiño y Javeriana) están en una área con temperaturas de  $24 \pm 10^{\circ}\text{C}$ , mientras que las restantes con  $18 \pm 10^{\circ}\text{C}$ .

En comparación con datos encontrados en la literatura, estos resultados muestran eficiencias de tratamiento buenas, con recuentos promedio de coliformes fecales por debajo de 1 colonia/100 mL, después de la filtración lenta en arena y antes del proceso de desinfección como barrera de seguridad.

La filtración lenta en arena es una tecnología de tratamiento valiosa, pero no una panacea para resolver todos los problemas de calidad de agua. Tiene limitaciones para potabilizar agua de fuentes superficiales de mediana o alta contaminación.

Bajo las condiciones que prevalecen en el Valle geográfico del río Cauca, la combinación de filtración lenta en arena y filtros gruesos ha demostrado ser muy efectiva en producir un efluente que requiere únicamente de una baja dosis de cloro como barrera final de seguridad.

Mejorando las acciones de protección de las fuentes de agua y aprovechando los sistemas de pre-tratamiento que se están desarrollando actualmente, la filtración lenta en arena puede ser aplicada en un número de escenarios mucho más amplios de lo que antes se creía posible.

Estos hallazgos son muy relevantes tanto para los países en vías de desarrollo como para las naciones industrializadas porque darán mejores oportunidades para reducir o prescindir del uso de productos químicos de pretratamiento.

TABLA 11 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS DE SIETE PLANTAS A ESCALA REAL EN EL VALLE DEL CAUCA

PLANTA DE TRATAMIENTO	CRUDA		PRETRATAMIENTO			TRATAMIENTO			
	PROM	MAX	PROM	MAX	REM. PROM (%)	PROM	MAX	REM. PROM (%)	R. T. (%)
CEYLAN	2.2	8.0	0.3	1.3	86	0.1	0.8	67	95
RESTREPO	2.7	8.0	0.6	4.8	78	0.2	1.3	67	93
LA MARINA	5.6	55.0	1.8	27.0	68	0.4	3.2	78	93
COLOMBO	11.3	108.0	2.1	35.0	81	0.1	0.7	95	99
RETIRO CAÑAS	11.4	46.0	3.2	27.0	72	0.3	1.9	91	97
GORDAS	11.8	126.0	3.4	54.0	72	0.2	1.4	94	98
JAVERIANA	16.7	150.0	2.1	27.0	87	0.2	1.5	90	99

Nota: Las unidades están reportadas en mg/L.

R.T.: Remoción total

No. muestras: 35

FUENTE: GALVIS, 1991

TABLA 12 DATOS DE TURBIEDAD DE SIETE PLANTAS A ESCALA REAL EN EL VALLE DEL CAUCA

PLANTA DE TRATAMIENTO	CRUDA		PRETRATAMIENTO			TRATAMIENTO			
	PROM	MAX	PROM	MAX	REM. PROM (%)	PROM	MAX	REM. PROM (%)	R. T. (%)
CEYLAN	2.3	4.6	0.7	2.0	70	0.4	0.9	43	83
RESTREPO	6.2	43.0	2.1	16.0	65	0.6	1.9	73	90
LA MARINA	5.7	64.0	2.7	30.0	53	1.1	5.0	59	80
COLOMBO	13.3	100.0	4.8	80.0	63	0.6	1.8	88	95
RETIRO CAÑAS	15.5	180.0	5.0	19.0	66	0.6	1.3	88	96
GORDAS	11.4	75.0	5.2	27.0	54	0.8	2.1	85	93
JAVERIANA	20.0	112.0	3.9	21.0	81	0.6	2.1	78	96

Nota: Las unidades están reportadas en UTN.

R.T.: Remoción total

No. muestras: 62

FUENTE: GALVIS, 1991

TABLA 13 DATOS DE COLOR REAL DE SIETE PLANTAS A ESCALA REAL EN EL VALLE DEL CAUCA

PLANTA DE TRATAMIENTO	CRUDA		PRETRATAMIENTO			TRATAMIENTO			R.T. (%)
	PROM	MAX	PROM	MAX	REM.PROM (%)	PROM	MAX	REM.PROM (%)	
CEYLAN	5.0	16.0	3.0	16.0	40	2.0	7.0	33	60
RESTREPO	10.0	34.0	5.0	30.0	50	3.0	8.0	40	70
LA MARINA	6.0	34.0	4.0	32.0	33	2.0	15	50	67
COLOMBO	20.0	108.0	15.0	104	25	4.0	13	73	80
RETIRO	21.0	100.0	15.0	55.0	29	3.0	13	80	86
CAÑAS									
GORDAS	19.0	51.0	15.0	58.0	21	3.0	8.0	80	84
JAVERIANA	23.0	96.0	13.0	36.0	44	3.0	12	77	87

Nota: Las unidades están reportadas en Pt-Co.

R.T.: Remoción total

No. muestras: 62

FUENTE: GALVIS, 1991

TABLA 14 DATOS DE COLIFORMES FECALES DE SIETE PLANTAS A ESCALA REAL EN EL VALLE DEL CAUCA

PLANTA DE TRATAMIENTO	CRUDA		PRETRATAMIENTO			TRATAMIENTO			R.T. (%)
	PROM $\times 10^2$	MAX $\times 10^3$	PROM	MAX	REM.PROM (%)	PROM	MAX	REM.PROM (%)	
CEYLAN	4.2	2.7	51	312	88	1	10	98.04	99.7
RESTREPO	10.8	15.1	45	312	96	<1	4	97.78	99.9
LA MARINA	5.8	3.5	126	672	78	2	11	98.41	99.6
COLOMBO	277	228	612	2900	98	1	7	99.84	99.9
RETIRO	94.1	222	358	2000	96	<1	6	99.72	99.9
CAÑAS									
GORDAS	78.7	100	452	3350	94	1	13	99.78	99.9
JAVERIANA	66.2	65	291	1940	96	<1	3	99.66	99.9

Nota: Las unidades están reportadas en col/100 mL.

R.T.: Remoción total

No. muestras: 60

FUENTE: GALVIS, 1991

### 2.3.3 Experiencia en Perú

El Plan Nacional Peruano para Abastecimiento de Agua Rural dió inicio en 1962 y con una duración subsecuente de 25 años, más de 1,300 pequeños sistemas de abastecimiento fueron construidos para poblaciones de 500 a varios miles de personas. La gran mayoría de estos sistemas fueron diseñados para la operación a gravedad y aproximadamente una cuarta parte de dichos sistemas fueron plantas de tratamiento para fuentes de agua superficial. Estas fueron construidas de un diseño común, el cual incorpora la siguiente secuencia de tratamientos: entrada de agua cruda con cribado, desarenador, sedimentador, un par de filtros lentos de arena y un reservorio para la distribución del agua tratada.

Una evaluación preliminar de 40 plantas de tratamiento por el CEPIS (Lloyd, 1988) en 1979 indicaron que los sedimentadores y los filtros lentos de arena presentaron programas de mantenimiento inadecuados. Subsecuentemente un diagnóstico más intensivo involucró un reconocimiento de 60 sistemas, incluyendo 18 sistemas de tratamiento y se demostró que la mayor parte de los componentes de los sistemas tenían problemas fundamentales en la operación y en el diseño.

Los resultados del reconocimiento preliminar de los filtros lentos de arena llevado a cabo por CEPIS sugirió que el 33 % de los filtros lentos de arena presentaba problemas operacionales.

Los problemas fundamentales sufridos por las plantas de filtración lenta en arena en muchos poblados están relacionados con los siguientes aspectos:

- \* Altas turbiedades
- \* Variaciones en el flujo
- \* Medio filtrante incorrecto

En el diagnóstico llevado a cabo se observó en repetidas ocasiones que la ausencia del control del flujo en el punto de llegada causaba en los filtros una tasa inestable e intermitente en el momento de la operación. Más de la mitad de la plantas carecían o presentaban una reducción marginal de turbiedad y contaminación bacteriana. Se demostró que la mayoría de los sistemas de tratamiento producían agua con valores mayores de 50 coliformes fecales en 100 mL en el abastecimiento. Todos los sistemas de filtración lenta en arena abastecían regularmente agua contaminada fecalmente; sólo 3 de los 16 sistemas reducían la cuenta de coliformes fecales significativamente a menos de 10 colonias en 100 mL. La TABLA 15 muestra la seria negligencia de la operación básica y el mantenimiento de los filtros lentos en arena.

TABLA 15 PROBLEMAS OPERACIONALES DE 16 FILTROS LENTOS DE ARENA EN PERU

UBICACION	PROFUNDIDAD DEL LECHO DE ARENA	VOLUMEN DE ARENA DE RESERVA	DISTANCIA DE LA FUENTE DE ARENA	ACCION
Palian	20 cm	0 m <sup>3</sup>	25 km	P
Cocharcas	0 cm	0 m <sup>3</sup>	5 km	P
San Martín de P.	30 cm	0 m <sup>3</sup>	10 km	R
Tres de diciembre	25 cm	200 m <sup>3</sup>	0.12 km	R,C,I
San Ag. de Cajas	55 cm	0 m <sup>3</sup>	3 km	P
Chaquicocha	10 cm	0 m <sup>3</sup>	10 km	R,C,I
San José de Quero	40 cm	0 m <sup>3</sup>	12 km	R,C,I
Huayao	50 cm	0 m <sup>3</sup>	1 km	R,C
Churcampa	0 cm	0 m <sup>3</sup>	? km	P
Hualhuas	35 cm	0 m <sup>3</sup>	18 km	P
Saños Grande	20 cm	0 m <sup>3</sup>	25 km	P
El Mantaro	10 cm	0 m <sup>3</sup>	? km	P
Julcan	40 cm	0 m <sup>3</sup>	15 km	C,I
Sacsamarca	20 cm	0 m <sup>3</sup>	50 km	P
Tarmatambo	35 cm	4 m <sup>3</sup>	55 km	R,C,I
Pichinaki	40 cm	0 m <sup>3</sup>	? km	I

Nota: \*N.B. Profundidad mínima de arena recomendada 60 cm

P : Rehabilitación completa

R : Reemplazo completo del medio filtrante

C : Lavado

I : Incrementar la profundidad

FUENTE: LLOYD, 1988

En todas las plantas (16) la profundidad del lecho filtrante fué inferior al nivel recomendado de 60 cm como mínimo y en dos filtros el nivel de arena fué cero. En 14 sistemas no se tenía arena de reserva disponible. En las 16 unidades de filtración no

se contaba con instalación o área designada para la limpieza y almacenamiento de la arena. Ningún filtro presentó algún dispositivo de medición para conocer la cantidad de agua a la salida del filtro.

Dentro de las acciones tomadas para demostrar que los sistemas de filtración lenta en arena podían funcionar adecuadamente para el tipo de agua que se les abastecía se encuentran la implementación de sistemas de pre-tratamiento.

La planta de tratamiento en Azpitia tiene un pequeño sedimentador integrado con un pre-filtro de grava en tres etapas con flujo descendente vertical en una estructura y cuatro filtros lentos de arena en paralelo río abajo. Este esquema fué realizado en 1985. En 1986, se realizó la rehabilitación de la planta de Cocharcas en el que se incorporó por primera ocasión pre-filtros de grava en tres etapas con flujo horizontal en el Perú. En éste proyecto se involucraron acciones de tipo administrativo, reconstrucción de unidades de entrada de agua cruda, construcción de pre-tratamientos, rehabilitación de las unidades de filtración lenta y sistema de desinfección, capacitación y adiestramiento para la operación y mantenimiento de la planta así como evaluaciones operacionales (LLOYD, 1988).

Muchas plantas de filtración lenta en arena han sido abandonadas por sus respectivas administraciones debido básicamente a que no se cuenta con operadores capacitados para atender problemas de operación y mantenimiento y a que las plantas no están debidamente diseñadas para el tratamiento de aguas fuertemente contaminadas. La conclusión final es que los sistemas de tratamiento con filtros lentos de arena pueden operar satisfactoriamente desde el punto de vista técnico, sin embargo, un factor muy importante es la infraestructura administrativa para conjuntar ambos rubros y se tengan resultados aceptables.

#### 2.3.4 Experiencia en Estados Unidos de América

La historia de la filtración lenta en los Estados Unidos ha sido lenta y mal aceptada, en contraste con la experiencia europea.

Baker, 1981 indicaba que la instalación de plantas de filtración tanto de flujo lento como de flujo rápido toma lugar en los años de 1890 y 1900, pero en los inicios de este siglo, los filtros rápidos ganaron popularidad. Por el año de 1940, los Estados Unidos tenían alrededor de 100 plantas de filtros lentos de arena y cerca de 2275 plantas de filtros rápidos en construcción (Logsdon, 1988).

Los filtros rápidos de arena en comparación con los filtros lentos de arena, fueron ampliamente aceptados por los ingenieros encargados del diseño y las empresas dedicadas a la

potabilización del agua ya que ofrecían importantes ventajas. El tratamiento consistía de coagulación, floculación, sedimentación y filtración.

En particular, el agua de río es turbia debido a los arrastres de tierras agrícolas o debido a las tierras áridas susceptibles a erosión por causa de la escasa vegetación, la cual puede ser tratada para reducir la turbiedad de 100 UTN a menos de 1 UTN, empleando un filtro rápido de arena, con aguas de tal calidad los filtros lentos pueden comúnmente taponarse. Las ventajas adicionales son que ocupan una menor área, las grandes cantidades de agua que pueden ser tratadas en lugares donde el espacio sea escaso y los requerimientos de operación y mantenimiento son menores en los filtros rápidos que en los filtros lentos. Las desventajas de los filtros lentos de arena provocaron que con el tiempo fueron reemplazados por los filtros rápidos.

Bellamy (1985) y Cleasby (1984) mencionan que las limitaciones de los filtros lentos de arena para sobreponerse a niveles altos de turbiedad, fué la principal razón del uso limitado de la filtración lenta en arena en los Estados Unidos, lo cual estimuló el desarrollo y el aprovechamiento de la tecnología de filtración rápida (Galvis, 1991).

Weber (1972), asegura que la falta de éxito de los filtros lentos de arena en los Estados Unidos, se debe en gran parte a la presencia de arcilla fina suspendida en muchas de sus aguas superficiales. Particularmente, estas partículas penetran a través del lecho filtrante, de modo que al filtro difícilmente se le puede dar mantenimiento por el método tradicional de raspado, obteniéndose un efluente de calidad inaceptable.

Si la turbiedad está compuesta primordialmente de materia coloidal y partículas muy pequeñas por debajo de  $0.5 \mu\text{m}$ , como es el caso de algunas cuencas arcillosas, las eficiencias de remoción pueden estar en el rango de 0 a 40 % con turbiedades del agua cruda por debajo de 10 UTN (Bellamy, 1985; citado por Galvis *et al*, 1991). Este estudio, sin embargo, también muestra que un incremento de la actividad biológica dentro del lecho de arena contribuye definitivamente a mejorar la remoción de este tipo de turbiedad.

En Europa y Estados Unidos, para cumplir los requisitos de calidad del agua, se requiere de sistemas de tratamiento de varias etapas ya que cada vez son más exigentes las normas de calidad de agua que ahí se tienen. Esto explica que la filtración lenta en arena por sí sola en esos países no puede producir un efluente de calidad aceptable.

La TABLA 16 muestra una visión de los requisitos en los Estados Unidos para cumplir con las normas de calidad de agua. En las últimas tres décadas, los requisitos que se han venido estableciendo son cada vez más estrictos. Esto tiene su

fundamento en el avance de las investigaciones y de la capacidad de operación y mantenimiento.

TABLA 16. VISION DE LA EVOLUCION DE LAS NORMAS PARA TURBIEDAD DEL AGUA POTABLE EN LOS ESTADOS UNIDOS

PERIODO DE TIEMPO	TURBIEDAD MAXIMA PERMISIBLE
Antes de 1962	10 UTN
1962 a 1976	5 UTN
1976 a 1988	1 UTN
1989 al presente	Filtración lenta en arena 1 UTN Filtración rápida 0.5 UTN

Fuente: Galvis, 1991

En el año de 1970 y recientemente en 1980 el potencial de aplicaciones de los filtros lentos en arena en los Estados Unidos fue reconsiderado en parte por las aplicaciones ventajosas que se tenían en otras partes del mundo. Las limitaciones en el uso de grandes cantidades de agua se reconocieron, pero el proceso se consideró como fuerte candidato para usarse en pequeños sistemas, donde los requerimientos de terreno y la operación y mantenimiento no fueran una seria desventaja. Adicionalmente, la filtración lenta en arena tiene una eficiente remoción de bacterias y virus, por lo cual se le considera que también pueda eliminar los quistes de *Giardia*.

Un aparente incremento en la detección de giardiasis en los Estados Unidos alrededor de los años 70's plantean una nueva investigación e interés en los filtros lentos de arena.

Se ha diagnosticado un incremento de giardiasis en lugares donde el agua cruda tenía una alta calidad, baja turbiedad y no mucha evidencia de contaminación por agua residual. La calidad del agua cruda de estas áreas puede considerarse para el tratamiento a través de filtros lentos de arena.

Este proceso ha mostrado excelentes resultados de remoción de bacterias contaminantes y en otros estudios se ha demostrado la eliminación de virus. La filtración lenta en arena pueda eliminar eficientemente los quistes de *Giardia*.

La atención se ha enfocado sobre la filtración lenta por la aparición de tres artículos sobre este tópico en el Journal of American Water Works Association en diciembre de 1984 y el interés generado por numerosas presentaciones técnicas con respecto a este tema en los años 80's, han generado considerar el uso de la filtración lenta en arena.

Las agencias reguladoras de calidad de agua están incluyendo la filtración lenta entre las opciones para ser considerados en pequeños sistemas, ejemplo de ello, es que un buen número de plantas están siendo construidas y otras se están remodelando (TABLA 17).

TABLA 17 FILTROS LENTOS EN ESTADOS UNIDOS DE AMERICA

LOCALIDAD	CAPACIDAD m <sup>3</sup> /día	CONDICIONES ACTUALES
<b>IDAHO</b>		
MISSION CREEK	270	CONSTRUIDO EN 1964
SKIN CREEK	330	CONSTRUIDO EN 1966
PARADISE VALLEY No.1	270	CONSTRUIDO EN 1967
PARADISE VALLEY No.2	270	CONSTRUIDO EN 1967
FERNWOOD	530	CONSTRUIDO EN 1967
MONROVIA	110	CONSTRUIDO EN 1968
TWENTY MILE	45	CONSTRUIDO EN 1968
BEELINE	570	CONSTRUIDO EN 1968
EAST HOPE	950	CONSTRUIDO EN 1975
CITY OF SALMON	11000	CONSTRUIDO EN 1976
YELLOW PINE	160	CONSTRUIDO EN 1976
CITY OF CHALLIS	5300	CONSTRUIDO EN 1981
COLBURN	830	CONSTRUIDO EN 1985
SCHWEITZER BASIN	120	CONSTRUIDO EN 1985
ROCKY MOUNTAIN ACAD.	110	CONSTRUIDO EN 1986
CAVANAUGH BAY	160	CONSTRUIDO EN 1988
ROCKFORD BAY	3300	PROPUESTO PARA 1988
HARBOR VIEW ESTATES	1100	PROPUESTO PARA 1988
SUNNYSIDE	160	PROPUESTO PARA 1988
<b>OREGON</b>		
SALEM	150000-170000	CONSTRUIDO EN 1958
SALEM	190000-260000	CONSTRUIDO EN 1970
STAYTON	15500	CONSTRUIDO EN 1975
STAYTON	15500	CONSTRUIDO EN 1987
WESTFIR	540	CONSTRUIDO EN 1986
WICKIUP WATER DIST.	650	CONSTRUIDO EN 1987
CAPE MEARES	380	PROPUESTO PARA 1988
DETROIT	1100	PROPUESTO PARA 1988
IDANHA	1100	PROPUESTO PARA 1988
KERVILLE	2300	PROPUESTO PARA 1988
OAKLIDGE WATER DIST.	11400	PROPUESTO PARA 1988
PANTHER CREEK DIST.	760	PROPUESTO PARA 1988
ASTORIA	3800	PROPUESTO PARA 1988

FUENTE: LOGSDON, 1988

TABLA 17 FILTROS LENTOS EN ESTADOS UNIDOS DE AMERICA  
(CONTINUACION)

LOCALIDAD	CAPACIDAD m <sup>3</sup> /día	CONDICIONES ACTUALES
<b>WASHINGTON</b>		
BLUE SPRUCE DIST.	910	CONSTRUIDO EN 1987
EATONVILLE	3300	CONSTRUIDO EN 1988
DOE BAY-ORCAS ISLAND	760	CONSTRUIDO EN 1988
CASHMERE	14200	PROPUESTO PARA 1988
<b>COLORADO</b>		
EMPIRE	950	CONSTRUIDO EN 1984
<b>VERMONT</b>		
McINDOE FALLS	82	CONSTRUIDO EN 1974
<b>NEW YORK</b>		
WAVERLY	4500	CONSTRUIDO EN 1982

FUENTE: LOGSDON, 1988

Otro indicador del cambio de actitud de los Estados Unidos en el propósito de aplicar este proceso se ha visto en la AWWARF (American Water Works Association Research Foundation) al auspiciar un proyecto para el desarrollo de un manual de diseño y construcción de filtros lentos de arena. Este proyecto tiene por objeto desarrollar tecnología para ser aplicada en pequeñas comunidades.

La Agencia de Protección Ambiental (EPA) proyecta la construcción de plantas de filtración lenta en arena en un gran número de pequeñas comunidades en el futuro. Actualmente alrededor de 2900 sistemas de agua son estimados para proveer de agua superficial en diversos usos, sin filtración. De estos la EPA estima que alrededor de 1000 de los sistemas en los que necesitarán instalar filtros, se elegirán filtros lentos de arena.

La filtración lenta en arena ha sido bien aceptada en algunas partes del mundo pero en Estados Unidos ha llevado varios años esta aceptación. La búsqueda de procesos apropiados para el control de quistes de *Giardia* en aguas superficiales ha dado la pauta para iniciar programas de investigación sobre la filtración lenta en arena, los resultados arrojados sugieren la capacidad de remoción de *Giardia* en un alto porcentaje en agua cruda.

### 2.3.5 Experiencia en Europa

La filtración lenta en arena para suministros de agua potable en el sur de Gran Bretaña data desde 1829. En 1852 se convirtió en un requisito legal para toda el agua proveniente de fuentes superficiales en Londres. Para comienzos de este siglo, la filtración lenta en arena era aceptada como una barrera vital en el abastecimiento de agua potable. Unos pocos años más tarde, se extendió el potencial del almacenamiento con largos períodos de retención y la disponibilidad de la cloración como una barrera de seguridad adicional. Cada una de estas etapas fué fundamental en el mejoramiento de la calidad del agua; sin embargo, la proliferación de algas en los embalses y el aumento en las cargas de sólidos suspendidos gradualmente empezó a crear problemas de colmatación en los filtros lentos de arena. Ridley (1967) menciona que éste problema pudo ser superado cuando la Metropolitan Water Board introdujo su primer filtro rápido de arena a gravedad en 1923 (citado por Galvis *et al*, 1991). Con solo modificaciones menores, este sistema de filtración doble en arena aún se usa.

Los filtros lentos de Londres operan con agua del río Támesis. Los niveles de amoníaco en el efluente del filtro lento de arena tienen valores típicos de 0.1 mg/L y los niveles de 4 a 6 mg/L de COT en el agua cruda son reducidos a valores entre 2 y 4 mg/L. Los periodos de operación de los filtros lentos están siendo determinados por mediciones de carbono orgánico no disuelto, clorofila y recuento de coliformes (Huck, 1987; Toms, 1988; citados por Galvis *et al*, 1991). La Thames Water Authority ha aumentado el ritmo de sus investigaciones para optimizar aún más el desempeño de los filtros incluyendo factores tales como: el efecto de eliminar radiación solar sobre los lechos, la ozonación y el uso de telas filtrantes.

En Zurich, la primer planta para el tratamiento de agua usando filtración lenta en arena se puso en operación en 1871. Debido a requisitos mayores operacionales producidos por el deterioro de la calidad del agua y al establecimiento de estándares más estrictos con respecto a la calidad del agua, particularmente en lo relacionado a menores niveles permisibles en sustancias orgánicas, se adicionaron otros procesos y en 1975 el filtro lento de arena se convirtió en el séptimo de un sistema de ocho etapas (pre-oxidación en los colectores del agua del lago, coagulación-floculación, ajuste de pH, filtración rápida en arena, tratamiento con ozono, filtración con carbón activado, filtración lenta en arena y desinfección usando dióxido de cloro). Esto se ilustra en la FIG 11. Actualmente se aplican velocidades hasta de 0.65 m/h en los filtros lentos de arena.

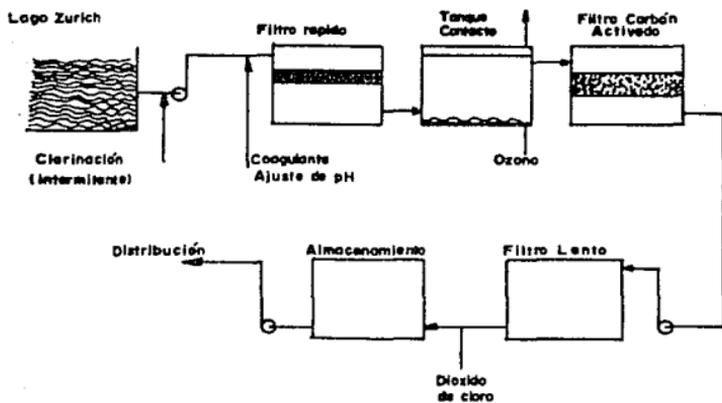


FIG 11 Planta de tratamiento Lenggu - Diagrama de flujo esquemático

## 2.4 Filtración lenta en arena

Como se ha mencionado anteriormente, la filtración es el proceso mediante el cual el agua se purifica haciéndola pasar a través de un medio poroso. En la filtración lenta en arena, el agua se percola lentamente a través de los poros del lecho de arena. Durante este proceso, la calidad del agua (física y biológica) mejora considerablemente mediante complejos mecanismos físicos, bioquímicos y biológicos.

En la superficie del lecho de arena (en estado de maduración) se forma una capa delgada (schmutzdecke) de materia orgánica e inorgánica retenida y una variedad de microorganismos biológicamente activos que consumen la materia orgánica.

En la filtración lenta se usa un lecho de arena fina a través del cual el agua percola lentamente. El tamaño de los granos es fino y los poros del lecho del filtro son pequeños. La materia suspendida presente en el agua cruda se retienen entre los 0.5 - 2 cm de la capa superior del lecho filtrante.

La limpieza se lleva a cabo raspando la capa superior del lecho de arena. El intervalo entre dos limpiezas consecutivas es bastante largo, usualmente varios meses, debido a que se usan tasas de filtración bajas (0.1 - 0.3 m/h). Después de la limpieza se requiere de varios días para que el lecho vuelva a ser efectivo (CIR, 1988).

Uno de los propósitos de la filtración lenta en arena es la remoción de organismos patógenos del agua cruda. Cuando el agua de abastecimiento está ligeramente contaminada, los filtros lentos de arena producirán agua bacteriológicamente segura. Normalmente la *Escherichia coli* estará ausente en una muestra de 100 mL del agua filtrada, lo que satisface la norma del agua para consumo humano.

Los filtros lentos de arena son efectivos en la remoción de materia suspendida que se encuentra en el agua de abastecimiento; no obstante, los poros del lecho filtrante pueden obstruirse rápidamente, disminuir la tasa de filtración y con ello aumentar la frecuencia de las limpiezas. La operación normal del filtro ocurre cuando la turbiedad promedio es menor a 5 UTN, con valores máximos debajo de los 20 UTN y cuando ocurre por periodos de unos pocos días únicamente. Cuando este no es el caso, se debe reducir la carga suspendida en el agua cruda mediante un proceso de pre-tratamiento.

Los filtros lentos de arena pueden ser altamente efectivos sobre algunas aguas, sin requerir el uso de coagulantes previos a la filtración. Por lo tanto, una agua con turbiedad que no exceda 20 UTN, puede aplicarse directamente a un filtro lento de arena con resultados aceptables. La filtración lenta en arena es efectiva en la remoción de la mayor parte de los sólidos y de un 85 a 95 % para la remoción de bacterias.

Weber (1972), asegura que la falta de éxito de los filtros lentos de arena en los Estados Unidos, se debe en gran parte a la presencia de arcilla fina suspendida en muchas de sus aguas superficiales. Particularmente, estos sólidos penetran profundamente a través del medio filtrante, de modo que al filtro difícilmente se le puede dar mantenimiento por el método tradicional de raspado, obteniéndose un efluente de calidad inaceptable.

La precloración va en detrimento de la filtración lenta en arena, ya que el funcionamiento adecuado depende de la presencia de una capa biológica que se forma en la parte superior del lecho, la cual está densamente poblada con microorganismos.

Los filtros lentos de arena son ampliamente usados en Europa ya que disminuyen costos por la eliminación del proceso de coagulación, lo cuál se considera compensatorio al costo de inversión requerido en la construcción de grandes filtros.

La TABLA 18 presenta las ventajas y desventajas de los filtros lentos de arena.

TABLA 18 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS FILTROS LENTOS DE ARENA

VENTAJAS	DESVENTAJAS
- Funcionamiento eficiente sin químicos desestabilizadores	- Mayor requerimiento de espacio e inversión inicial que los filtros rápidos
- Operación simple	- Remoción pobre de algas
- Reducción de la turbiedad al 90 %	- Baja reducción de color
- Reducción de orgánicos	- El tratamiento del agua con turbiedad menor a 1 UTN puede ser difícil en ciertas aplicaciones y la remoción de color puede ser ineficiente
- Reducción de orgánicos	
- Capacidad para usar un amplio intervalo del medio filtrante	

FUENTE: Montgomery, 1985

#### 2.4.1 Teoría de la filtración lenta en arena

En los filtros lentos de arena, la remoción de impurezas se realiza mediante mecanismos distintos pero complementarios tales como: sedimentación, cribado, adherencia y de mayor importancia procesos bioquímicos y microbianos. El proceso de remoción se inicia en el agua sobrenadante, pero la mayor parte de la remoción y los procesos biológicos se llevan a cabo en la capa superior del lecho.

El cribado remueve la materia suspendida que es demasiado grande. Este mecanismo de remoción se lleva a cabo exclusivamente en la superficie del filtro donde las impurezas son retenidas. Esto hace más eficiente el cribado, pero a la vez aumenta la resistencia a la permeabilidad del flujo e incrementa la frecuencia de limpieza.

La sedimentación remueve sólidos suspendidos finos cuando éstos son depositados en la superficie de los granos de arena del lecho del filtro. Esta acción se realiza principalmente en la parte superior y sólo la materia orgánica de baja densidad es llevada hacia el fondo. Los demás sólidos suspendidos, junto con las impurezas coloidales y disueltas, son removidos mediante la adherencia o a través de la adsorción.

La adherencia ocurre por la interacción combinada de las fuerzas electrostáticas, de Van der Waals y químicas de atracción. La atracción electrostática es la más efectiva, pero ocurre sólo entre partículas que tienen cargas eléctricas opuestas. La arena natural de sílice tiene carga negativa y por lo tanto no puede remover partículas con la misma carga tales como bacterias, materia coloidal de origen orgánico, aniones de nitrato, fosfatos y compuestos químicos similares. Así, durante el período de maduración de un filtro lento de arena, sólo se remueven partículas de carga positiva tales como flóculos de carbonato, hidróxido de aluminio y de hierro, así como cationes de hierro y manganoso. El proceso de remoción de partículas positivas continua hasta una etapa en que ocurra la sobresaturación, entonces la carga del grano del filtro se invierte, se vuelve positiva y empieza la atracción y retención de partículas con carga negativa. Después del período de maduración, el lecho del filtro presenta una variada modificación de la capa del grano cargada negativa y positivamente.

La materia acumulada en los granos del filtro de arena sufre cambios mediante la actividad bioquímica y bacteriana. Los compuestos solubles ferrosos y manganosos se convierten en hidratos insolubles y pasan a formar parte de la capa que rodea a los granos de arena. Una parte de la materia orgánica se oxida, proporcionando la energía que necesita la bacteria para su metabolismo y la otra se transforma en material celular.

Para que el proceso de filtración sea efectivo, es necesario que la bacteria se desarrolle y migre a las capas inferiores del

lecho filtrante. En la práctica, se ha descubierto que toda la actividad bacteriana se extiende a una profundidad de aproximadamente 0.6 m del lecho del filtro, de tal forma que la altura del lecho filtrante no debe ser menor de 0.7 m, además debe tener un incremento de 0.2 - 0.5 m para permitir un número considerable de raspaduras al filtro antes de que sea necesario el rearenado (CIR, 1988).

#### 2.4.2 Estructura del filtro lento en arena

El filtro lento de arena está constituido básicamente de un tanque construido de concreto reforzado, ferrocemento, mampostería de piedra o ladrillo, plástico o metales lisos, el cual contiene una capa sobrenadante de agua cruda, un lecho de arena fina, un sistema de bajo dren, una estructura de entrada y salida y un dispositivo para la regulación y control del filtro. El agua que fluye en un filtro lento de arena puede ser controlado a la entrada o a la salida del mismo. En la Fig 12 se muestran los componentes básicos de un filtro lento de arena controlado a la salida y en la Fig 13 se muestran los componentes básicos de un filtro lento de arena controlado a la entrada. El método que se elija puede variar ligeramente la estructura del filtro, los dispositivos de control y su funcionamiento (Visscher, 1990).

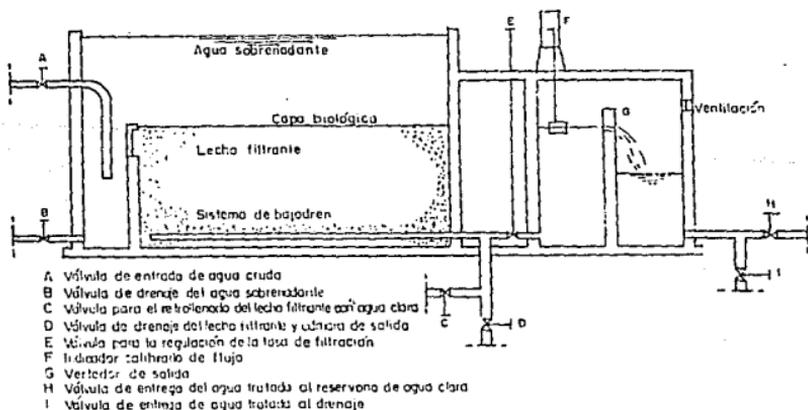


FIG 12 Componentes básicos de un filtro lento de arena controlado a la salida

#### 2.4.2.1 Estructura de entrada

La estructura de entrada permite que el agua fluya hacia el interior sin dañar la capa biológica (schmutzdecke) en la parte superior del medio filtrante. La estructura de entrada está constituida generalmente de una caja que también puede emplearse para drenar el agua sobrenadante rápidamente.

#### 2.4.2.2 Capa de agua sobrenadante

La capa de agua sobrenadante provee una carga hidráulica que es suficiente para conducir el agua cruda a través del lecho del medio filtrante, lo cual crea un periodo de detención de varias horas para el agua cruda. Está contemplado un dispositivo de salida el cual sirve como derrame para el agua sobrenadante y

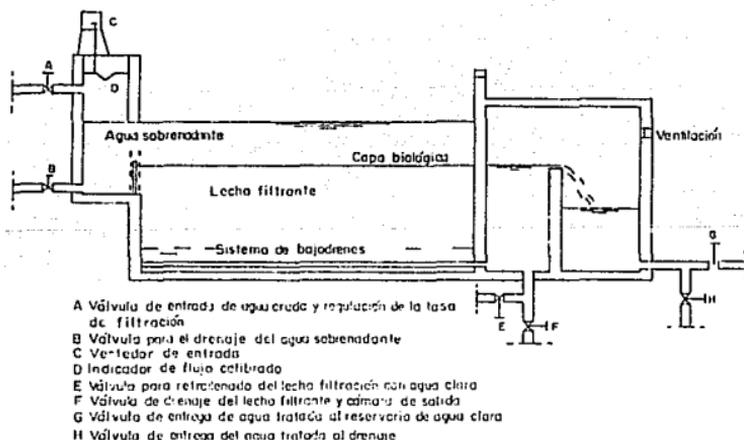


FIG 13 Componentes básicos de un filtro lento de arena controlado a la entrada

permitir la remoción de impurezas que pudieran formarse sobre la superficie del agua. Para asegurar que el proceso de limpieza sea lo más corto posible, se requiere de un medio para drenar el agua sobrenadante lo más rápidamente posible.

#### 2.4.2.3 Lecho filtrante

Cualquier tipo de material granular inerte puede emplearse como medio filtrante, pero la arena es generalmente seleccionada debido a que es económica, durable y disponible. La arena debe estar libre de arcilla, tierra y materia orgánica antes de colocarla en el filtro.

La arena que se usa en los filtros lentos de arena debe ser relativamente fina, cumpliendo con un tamaño efectivo dentro del rango de 0.15 - 0.30 mm y un coeficiente de uniformidad preferiblemente por debajo de 3. Es muy importante que el tamaño efectivo del grano de la arena no sea más fino que lo necesario, ya que la arena más fina podría aumentar la pérdida de carga inicial, no obstante que la calidad del efluente pudiera incrementarse.

#### 2.4.2.4 Sistema de bajo dren

El sistema de bajo dren es un pasaje no obstruido de agua tratada y soporta el lecho de medio filtrante. Usualmente consiste de un dren principal y drenes laterales construidos de tubos perforados o de un falso fondo hecho de concreto o tabiques y está cubierto de capas de grava graduadas. Estas capas impiden que la arena del filtro entre o bloquee los bajo drenes y asegura una extracción uniforme del agua filtrada.

En Colombia se está aplicando un sistema de bajo dren inovador el cual consiste de tubos de PVC corrugado para drenaje de 6 cm de diámetro que son colocados con un metro de separación y cubiertos con una capa de 0.1 m de grava fina. Este desarrollo es interesante ya que reduce la necesidad de grava graduada y también disminuye la altura total del sistema de bajo dren comparado con los sistemas tradicionales, así que la altura total de la caja del filtro es de alrededor de 0.3 m más pequeño.

#### 2.4.2.5 Cámara de salida

La cámara de salida normalmente consiste de dos secciones separadas por una pared, en cuya parte superior está colocado un vertedor con sus derrames ligeramente arriba de la parte superior del lecho de arena. Este vertedor evita la formación de vacío en el lecho filtrante y asegura que el filtro opere independientemente de las fluctuaciones en el nivel del reservorio de agua clara. Al permitir la caída libre del agua sobre el vertedor, la concentración de oxígeno en el agua filtrada se incrementa y la cámara del vertedor debe encontrarse ventilada para facilitar la aeración.

La alimentación frecuentemente se realiza en la cámara de salida mediante retrolleado a través de los bajo drenes. En un filtro

controlado a la entrada no es necesario el vertedor; así la cámara de salida puede ser reducida a una sección. En este caso el agua es colectada del bajo dren en un tubo que se extiende al menos 0.3 m por encima del nivel máximo del agua en la caja de salida.

#### 2.4.2.6 Control de flujo

En un filtro controlado a la salida, la tasa de filtración es ajustada con la válvula de salida. Esta válvula tiene que ser abierta un poco diariamente o cada dos días hasta compensar el incremento en la resistencia en la schmutzdecke. La válvula de salida tiene que ser manipulada sobre una base regular, causando una variación ligera en la tasa de filtración. Por lo tanto, el operador está obligado a visitar la planta por lo menos cada día, de otra forma el rendimiento puede verse disminuido.

En un filtro controlado a la entrada, la tasa de filtración se ajusta con una válvula de entrada. Una vez que se ha regulado a el flujo deseado, no es necesario manipular la válvula en el futuro. Al inicio, el nivel del agua sobre el filtro será bajo, pero gradualmente aumentará para compensar el incremento de la resistencia en la capa biológica del filtro. Una vez que las impurezas han alcanzado el nivel de salida, el filtro se detiene para llevar a cabo el proceso de limpieza.

El control a la entrada simplifica el procedimiento operacional. La tasa de filtración deberá ser siempre la misma que la tasa constante de alimentación del agua en el filtro. Con este método el aumento de la resistencia en la película biológica del filtro es directamente visible. Por otro lado, el agua es retenida por un periodo de tiempo corto en el inicio de la carrera del filtro debido al nivel poco profundo del agua sobrenadante. No obstante que esta situación no ha sido confirmada por trabajos de investigación, se cree que reduce la eficiencia del tratamiento.

Se requiere de un indicador de flujo para medir continuamente el flujo y de esta manera facilitar el trabajo del operador de la planta.

#### 2.4.3 Consideraciones de diseño

Para el verdadero diseño de un filtro lento de arena se tiene que escoger cuatro dimensiones por anticipado: La profundidad del lecho de filtro, la distribución del tamaño del grano del material del filtro, el ritmo de filtración y la profundidad del agua sobrenadante. En lo posible, estos factores de diseño deben basarse en la experiencia obtenida con plantas existentes de tratamiento que usan la misma fuente de agua o agua de características similares.

Cuando no se dispone de datos verdaderos o experimentales, se

puede usar el siguiente procedimiento:

a) Para el diseño inicial, se elige el espesor del lecho entre 1.0- 1.2 m. Esto es suficiente para permitir las raspaduras necesarias en el lecho del filtro antes de que se alcance el espesor mínimo de 0.7 m.

b) Analizar la distribución del tamaño del grano de la arena disponible localmente y determinar el tamaño efectivo y coeficiente de uniformidad. Seleccionar arena con un tamaño efectivo de aproximadamente 0.2 mm y un coeficiente de uniformidad inferior a 3. Cuando no se dispone de arena de ésta naturaleza se puede aceptar un coeficiente de uniformidad de hasta 5 y un tamaño efectivo de arena que se encuentre entre 0.15 y 0.35 mm. A menudo la arena graduada para construcción satisface estos requerimientos. Algunas veces se utiliza cáscaras de arroz quemado de 0.3 a 1.0 mm.

c) Para el diseño inicial se fija la profundidad del agua sobrenadante entre 1 y 1.5 m.

d) Proveer por lo menos de 2 y preferiblemente 3 unidades de filtro. El área combinada de superficie debe ser lo suficientemente grande para que cuando un filtro esté fuera de operación por limpieza, el ritmo de filtración de las unidades de operación no exceda los 0.2 m/h.

e) Proveer espacio para unidades de filtro adicionales.

f) Tan pronto como se inicien las operaciones, se debe notar cuidadosamente la longitud de las jornadas de operación. Lo más apropiado es una jornada promedio de filtración de aproximadamente 2 meses. Cuando la jornada del filtro demuestra ser mucho mayor, se puede elevar el ritmo de filtración permitiendo un mayor rendimiento de la planta. Si las jornadas de filtro son más cortas de lo esperado, se tendrán que construir unidades adicionales en fecha anterior a la que se había anticipado.

El criterio de diseño para los filtros lentos de arena ha sido formulado con base en proyectos de investigación e información encontrada en la literatura. La TABLA 19 muestra los criterios de diseño para filtros lentos en arena.

TABLA 19 CRITERIOS DE DISEÑO PARA FILTROS LENTOS DE ARENA

CRITERIOS DE DISEÑO	NIVEL RECOMENDADO
Periodo de diseño	10 - 15 años
Periodo de operación	continuo (diario)
Tasa de filtración	0.1 - 0.2 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> /h
Area del lecho filtrante	5 - 200 m <sup>2</sup> por filtro (mínimo dos unidades)
Altura del lecho filtrante	
* Inicial	0.8 - 0.9 m
* Mínimo	0.5 - 0.6 m
Especificaciones de la arena	
* Tamaño efectivo	0.15 - 0.30 mm
* Coeficiente de uniformidad	< 5 , preferiblemente < 3
Altura de bajo drenes (incluyendo capa de grava)	0.3 - 0.5 m
Altura del agua sobrenadante	1 m

FUENTE: Visscher, 1990

Una planta de tratamiento con sistemas de filtración lenta con arena puede ser diseñada siguiendo estos criterios de diseño y considerando que el diseñador siempre tendrá en cuenta que la operación y mantenimiento son etapas cruciales para la producción de agua segura.

#### 2.4.3.1 Periodo de diseño

Se pueden adoptar periodos de diseño cortos del orden de 10 a 15 años. Esta situación evitará sobrediseños de instalaciones de tratamiento de aguas las cuales requieren de erogaciones innecesarias de fuentes disponibles en muchos países. Cabe mencionar que los filtros muy pequeños pueden resultar más caros.

#### 2.4.3.2 Tasa de filtración

La clave de un adecuado funcionamiento de un sistema de filtración lenta en arena es sin duda el control de la tasa de filtración. Para el caso de aguas superficiales normalmente es satisfactorio usar tasas del orden de 0.1 a 0.2 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/h , ya que el filtro puede obstruirse en un periodo de tiempo corto empleando tasas de filtración altas. No obstante, la tasa de filtración puede incrementarse a 0.3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/h para pequeños periodos de tiempo de uno o dos días sin tener repercusiones en el filtro, por ejemplo, mientras otra unidad de filtración está en proceso de limpieza.

Tasas de filtración más altas pueden aplicarse si se conoce que la calidad del agua que se está tratando es muy buena. En Amsterdam (Visscher, 1990), donde los filtros lentos de arena forman parte de la última etapa del tratamiento operan a 0.6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/h.

#### 2.4.3.3 Modo de operación

La operación continua de un filtro lento de arena es la forma más efectiva de trabajar, ya que se asegura una buena calidad del agua tratada y el área requerida por el filtro es más pequeña.

La operación continua del filtro es factible cuando el agua cruda puede alimentarse a los mismos por gravedad o por un bombeo continuo. Cuando no es posible garantizar un bombeo continuo, la operación a una tasa continua puede asegurarse construyendo un tanque regulador de agua cruda. El agua es bombeada a este tanque en ciertos intervalos antes de ser alimentada continuamente a los filtros por gravedad.

Alternativamente, la filtración a tasa declinante puede aplicarse en filtros que son controlados a la salida. La filtración con tasa declinante implica que el agua sea bombeada al filtro sólo durante ciertas horas del día, resultando una fluctuación considerable en la altura del agua sobrenadante y por lo tanto en la tasa de filtración. Este modo de operación requiere de una mayor área de filtración o una estructura del filtro con mayor altura para obtener el mismo rendimiento que un filtro operado a una tasa constante y necesariamente incrementa los costos.

No debe permitirse la operación intermitente en la que el proceso de filtración es detenido por ciertos intervalos de tiempo, debido a que se ha demostrado de manera concluyente que se lleva a cabo un deterioro bacteriológico en la calidad del agua dentro de 4 o 5 horas después de reiniciar la operación (Visscher, 1990).

#### 2.4.3.4 Número de unidades

Con la finalidad de asegurar el abastecimiento ininterrumpido de agua tratada y la facilidad de mantenimiento, se requieren al menos de dos unidades de filtración lenta en arena. En plantas grandes, el número de unidades puede incrementarse para asegurar una mayor flexibilidad con un pequeño costo adicional.

Para darse una idea del número de unidades que pueden requerirse se aplica la siguiente fórmula:

$$n = 0.5 \sqrt[3]{A} \quad (12)$$

donde

n: número de unidades

A: área total de los lechos filtrantes  $m^2$

No es necesario considerar lechos adicionales para proporcionar unidades auxiliares. Cuando una de las unidades tiene que limpiarse, la tasa de filtración en las demás unidades puede incrementarse gradualmente. Un incremento temporal de la tasa por encima de  $0.3 m^3/m^2/h$  no presenta efectos adversos sobre la calidad del efluente. Para el caso de zonas rurales, es aconsejable restringir el área por unidad de filtración a  $200 m^2$  con la finalidad de facilitar la limpieza manual del filtro.

#### 2.4.3.5 Altura del lecho filtrante

La profundidad mínima de la arena (antes del rearenado) debe ser de 0.5 - 0.6 m. Es recomendable seleccionar una profundidad mínima de 0.6 m cuando la filtración lenta en arena es el único tratamiento. La altura inicial debe ser de 0.8 - 0.9 m para permitir un número suficiente de raspados antes que sea necesario el rearenado. La arena encontrada en las cercanías de la ubicación de la planta de tratamiento puede emplearse y adicionalmente disminuir los costos considerablemente. No obstante, se requiere de un análisis granulométrico y pruebas químicas de la arena para confirmar que es adecuada.

#### 2.4.4 Costos

Los costos de construcción de un filtro lento de arena abierto, excluyendo tubos y válvulas, se pueden dividir en dos componentes: costo del piso, bajo drenes, arena y grava y costo de las paredes de la caja o tanque del filtro. Los costos de mano de obra y terreno es con frecuencia de menor importancia. En zonas rurales de la India (Visscher, 1990), los costos del terreno raramente exceden el 1 por ciento del costo total de la construcción. No obstante, en zonas densamente pobladas, las áreas grandes requeridas para algunos filtros lentos de arena pueden representar un problema.

La siguiente relación puede emplearse para estimar los costos de construcción de un filtro lento de arena abierto, excluyendo los costos de tuberías y válvulas:

$$C_t = C_a * A + C_l * L_w$$

(13)

donde

- C<sub>t</sub>: costo total de la construcción, excluyendo tuberías y válvulas
- C<sub>a</sub>: costos combinados por metro cuadrado del área del lecho del filtro del piso, bajo drenes, grava, arena del filtro y excavación.
- A: área de la superficie total (m<sup>2</sup>)
- C<sub>l</sub>: costo de las paredes por metro lineal de longitud de pared
- L<sub>w</sub>: longitud total de la pared

Los costos pueden reducirse minimizando la longitud total de pared aunque el área requerida sea fija. Para unidades de filtración rectangulares que tienen paredes comunes, la longitud total de pared llega a su punto más pequeño cuando

$$l = \sqrt{2 A / n + 1} \quad (14)$$

y

$$\delta = (n + 1) l / 2n \quad (15)$$

donde

- l: longitud de pared de la unidad (m)
- A: área superficial total (m<sup>2</sup>)
- n: número de unidades
- δ: ancho de la unidad (m)

Los costos de construcción de filtros lentos de arena pequeños y medianos son con frecuencia menores que otros tipos de tratamiento. La TABLA 20 compara los costos de construcción de filtros lentos de arena y filtros rápidos de arena en la India (precios de 1983).

TABLA 20 COSTOS DE CONSTRUCCION DE FILTROS LENTOS CON ARENA Y SISTEMAS CONVENCIONALES EN LA INDIA

CAPACIDAD (L/s)	C O S T O S (MILLONES DE PESOS)	
	FILTRO LENTO CON ARENA	CONVENCIONAL
11.57	155	186
17.36	186	248
23.15	248	279
34.72	372	372
46.30	465	434
57.87	589	496
81.02	775	589

FUENTE: Adaptado de Visscher, 1990

La construcción de un filtro lento de arena en la India es más cara que la de un filtro rápido de arena por encima de los 3,000 m<sup>3</sup>/d (34.72 L/s). Sin embargo, si los costos recurrentes de operación y mantenimiento son tomados en cuenta, el balance cambia a 8,000 m<sup>3</sup>/d (92.59 L/s). Los costos de la filtración lenta en arena pueden disminuir cuando son usados materiales más económicos tales como ferrocemento y sistemas de drenaje más baratos.

Más interesantes aún son los recientes desarrollos en la región del Valle en Colombia, donde 20 nuevos filtros lentos de arena están siendo construidos o están ya operando. Los sistemas de filtración lenta en arena no solo son competitivos con las plantas de tratamientos convencionales, sino que la conversión de plantas convencionales a plantas de filtración lenta en arena han presentado costos efectivos.

Por ejemplo (Visscher, 1990), en un suburbio cercano a Cali, la operación y mantenimiento de una planta con tratamiento convencional tiene un costo de 1,240 USD/mes (3'875,000.00 pesos/mes). Debido al incremento en los costos de productos químicos fué necesario reconstruir la planta y adoptar la filtración lenta en arena como el tratamiento principal. La mayor parte de la estructura existente puede ser usada, sujetando los costos de reconstrucción tan bajos como 7,000 USD (21'880,000.00 pesos). Los costos de operación y mantenimiento actualmente son de 240 USD/mes (750,000 pesos/mes).

#### 2.4.5 Operación y mantenimiento

Uno de los aspectos más atractivos de la filtración lenta en arena es su facilidad de operación. Si se tiene una planta bien diseñada

y construida, la operación del filtro dependerá de la concientización del operador para llevar a cabo su rutina diaria. Un ejemplo de un programa de mantenimiento en una zona rural en un país en vías de desarrollo se muestra en la TABLA 21. Para cada planta el programa será diferente ya que esto depende de variables específicas del sitio tales como la carga de sólidos suspendidos en el agua cruda, tamaño de la planta, tipo de abastecimiento y normas y regulaciones gubernamentales prevalecientes (Visscher, 1990). El programa de mantenimiento debe estar trazado en cooperación con los operadores.

#### 2.4.5.1 Arranque de filtro lento de arena

Para iniciar la operación de un filtro lento de arena nuevo se requiere seguir una serie de etapas que a continuación se mencionan (CINARA, 1988; Visscher, 1990):

a) Llenar el filtro en forma contraria a la operación normal, haciendo subir agua limpia a través de los medios granulares mediante el sistema de drenaje teniendo cuidado de cerrar todas las válvulas de salida. El llenado ascendente tiene que ser muy lento hasta un nivel de 10 a 15 cm por encima del lecho de arena. Este método asegura que el aire acumulado en el sistema, especialmente en los poros del medio filtrante, sea desalojado. Cuando se carece de agua limpia este retrolleado debe realizarse con agua cruda, escogiendo el momento en que tenga la mejor calidad posible.

b) La válvula de entrada se abre gradualmente y se permite que el agua fluya en una capa somera de agua en la parte superior del lecho. Inicialmente la tasa de llenado es baja para prevenir socavación de la arena en los alrededores de la entrada. A medida que va incrementándose la profundidad del agua sobrenadante, la tasa de llenado puede aumentarse. En el momento en que es alcanzada la profundidad normal de trabajo del agua sobrenadante, la válvula de salida se abre permitiendo que el efluente salga al drenaje con la tasa de diseño del filtro.

c) Después de los pasos anteriores el filtro está en condiciones de operar continuamente por unas cuantas semanas para permitir su maduración. El periodo de maduración finaliza cuando los análisis bacteriológicos indican que la calidad del efluente ha alcanzado los estándares locales de calidad de agua.

d) Si se ha asegurado que la turbiedad en el agua tratada es suficientemente baja, el agua puede ser clorada y de esta manera suministrarse a la red de agua potable.

TABLA 21 PROGRAMA DE MANTENIMIENTO PARA UN FILTRO LENTO DE ARENA EN ZONAS RURALES DE UN PAIS EN VIAS DE DESARROLLO

FRECUENCIA	ACTIVIDAD
* Diario	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Revisar la toma de agua cruda (algunas tomas pueden visitarse con menor frecuencia)</li> <li>- Revisar el filtro lento de arena                             <ul style="list-style-type: none"> <li>• Tasa de filtración</li> <li>• Nivel de agua en el filtro</li> <li>• Nivel en el carcamo de aguas claras</li> <li>• Calidad del agua</li> </ul> </li> <li>- Revisar todas las bombas</li> <li>- Mantener el libro de registro de la planta</li> </ul>
* Semanalmente	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Revisar y engrasar todas las bombas y partes móviles</li> <li>- Revisar el stock de aceite</li> <li>- Revisar la red de distribución</li> <li>- Comunicarse con los usuarios</li> <li>- Limpiar el sitio de la planta</li> </ul>
* Mensualmente o menor frecuencia	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Raspar los lechos filtrantes</li> <li>- Lavar el material raspado y almacenar la arena retenida</li> </ul>
* Anualmente o menor frecuencia	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Lavar el carcamo de aguas claras</li> <li>- Revisar la impermeabilidad del filtro y del carcamo de aguas claras</li> </ul>
* Cada dos años o menor frecuencia	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Reareñado de las unidades de filtración</li> </ul>

FUENTE: Visscher, 1990

#### 2.4.5.2 Operación diaria

La operación diaria está limitada a revisar y probablemente ajustar la tasa de filtración y monitorear la operación de la planta y la calidad del efluente. Ocasionalmente se requiere de más tiempo para limpiar los filtros.

#### 2.4.5.3 Limpieza

Cuando se presenta el aumento de la capa de agua sobrenadante, es decir la pérdida de carga, existe un aumento de la resistencia al

paso del agua por la arena debido a el desarrollo normal de la película biológica y el filtro debe ser limpiado.

Para limpiar el filtro es necesario remover en primera instancia el material flotante (hojas o algas) por medio del incremento del nivel de agua en la unidad para conducir el material flotante por el vertedor. En caso de que dicho material flotante no sea removido, se pueden presentar problemas en el proceso de limpieza.

Subsecuentemente, el nivel del agua en el lecho debe ser disminuido a aproximadamente 0.1 - 0.2 m por debajo de la parte superior de la arena. Esto puede realizarse cerrando la válvula de entrada y abriendo la válvula del drenaje del agua sobrenadante y la válvula sobre los bajo drenes para un drenado rápido del filtro hasta el nivel requerido.

El lecho del filtro es limpiado por un raspado en la parte superior de 1 a 2 cm del lecho. Esta operación debe realizarse lo más rápidamente posible con la finalidad de minimizar las interferencias con la vida de los microorganismos en el lecho filtrante. Cuando una unidad está fuera de servicio, las otras se corren a una tasa ligeramente más alta para mantener el rendimiento de la planta.

Después de la limpieza, la unidad es rellenada con agua a través de los bajo drenes. Cuando se carece de un tanque de almacenamiento elevado, el retrolleado puede efectuarse empleando agua filtrada de un filtro adyacente. Este método puede conducir, sin embargo, a una reducción en el rendimiento de la planta, lo cual debe considerarse cuando se diseña el carcamo de recepción de agua tratada con la finalidad de asegurar que siempre habrá agua disponible para los usuarios. Un método alternativo es avisar a los usuarios que reduzcan el consumo de agua por un lapso de tiempo corto.

Cuando un filtro es puesto fuera de servicio, se requiere de un periodo de al menos 24 horas para permitir la recuperación del lecho. Después de este periodo, la flora bacteriológica generalmente se ha reestablecido para ser capaz de producir un efluente seguro. En zonas con climas más fríos, el periodo de recuperación de la película biológica o maduración puede extenderse por unos cuantos días.

#### 2.4.5.4 Rearenado

El rearenado es necesario cuando se ha reducido el nivel del lecho de arena de 0.5 a 0.6 m debido a los raspados sucesivos. Afortunadamente, esta operación se realiza solo en intervalos de 2 a 3 años. Antes del rearenado el lecho filtrante debe limpiarse y el nivel del agua en la arena debe bajarse hasta la capa de grava. La capa de arena nueva (acumulada después de cada raspado) se

coloca debajo del lecho filtrante del filtro con la finalidad de que esta última, que tiene vida microbiológica, se encuentre al final del proceso en la parte superior del filtro y de esta manera permitir que al operar de nuevo el filtro, el periodo de maduración sea lo más rápido posible. En la FIG 14 se muestra esquemáticamente la forma en que debe realizarse el reareno de un filtro.



FIG 14 Reareno de un filtro lento en arena

# DESCRIPCION DEL PROYECTO

### 3 DESCRIPCION DEL PROYECTO

El proyecto denominado "Estudio de un modelo de Filtración lenta en arena para la desnitrificación biológica del agua" considera tres etapas fundamentales:

- Instalación de los modelos de filtración
- Operación y muestreo
- Análisis estadístico de los datos reportados por el laboratorio

#### 3.1 Estudio de la desnitrificación biológica mediante la filtración lenta en modelos a escala laboratorio.

El estudio de la desnitrificación biológica en el laboratorio se lleva a cabo en dos sistemas de filtración, enfocados por separado para el tratamiento de agua superficial y agua subterránea los cuales están constituidos de un pre-filtro (filtración gruesa) y un filtro lento en arena, dichos modelos emplean lechos de arena y grava con granulometrías específicas. El filtro lento opera con flujo descendente y el pre-filtro en flujo ascendente.

En el sistema de tratamiento de agua superficial, el filtro lento, denominado Filtro 1 (FIG 15), está construido de acrílico con el criterio de diseño mostrado en la TABLA 22. El Filtro 1 inicialmente opera sin considerar el pre-filtro, con cierto tipo de agua de calidad conocida.

Para llevar a cabo la experimentación en el Filtro 1 es necesaria la instalación de dos tanques de almacenamiento (un tanque de 1100 L para la preparación de agua sintética y otro de 600 L para la alimentación de agua por gravedad al sistema de filtración) y dos garrafones, de una capacidad de 20 L cada uno para la preparación de glucosa, así como para bacterias), una bomba centrífuga para alimentar al tanque elevado, una bomba peristáltica para dosificar la glucosa y bacterias (FIG 16).

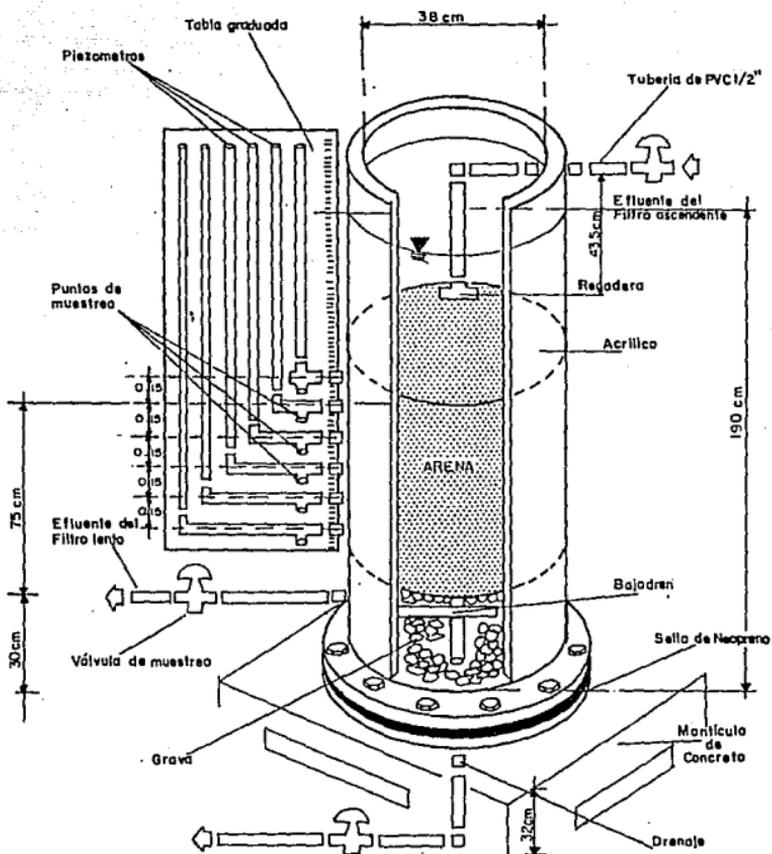


FIG 15 Esquema del Filtro 1

TABLA 22 CRITERIO DE DISEÑO PARA EL FILTRO 1

CRITERIO DE DISEÑO	NIVEL RECOMENDADO
Período de diseño	10- 15 años
Período de operación	continuo
Tasa de filtración	0.1 - 0.2 m/h
Area del lecho del filtro	0.126 m <sup>2</sup>
Altura del lecho del filtro	
- Inicial	0.75 m
- Mínima	0.65 m
Especificaciones	
- Arena	
* Tamaño efectivo	0.28 mm
* Coeficiente de uniformidad	2.58
- Grava	3 a 8 mm (diámetro)
- Altura del bajo dren incluyendo la capa de grava	0.25 m
- Tirante	0.50 m
Duración del ciclo entre limpiezas	cada 6 meses

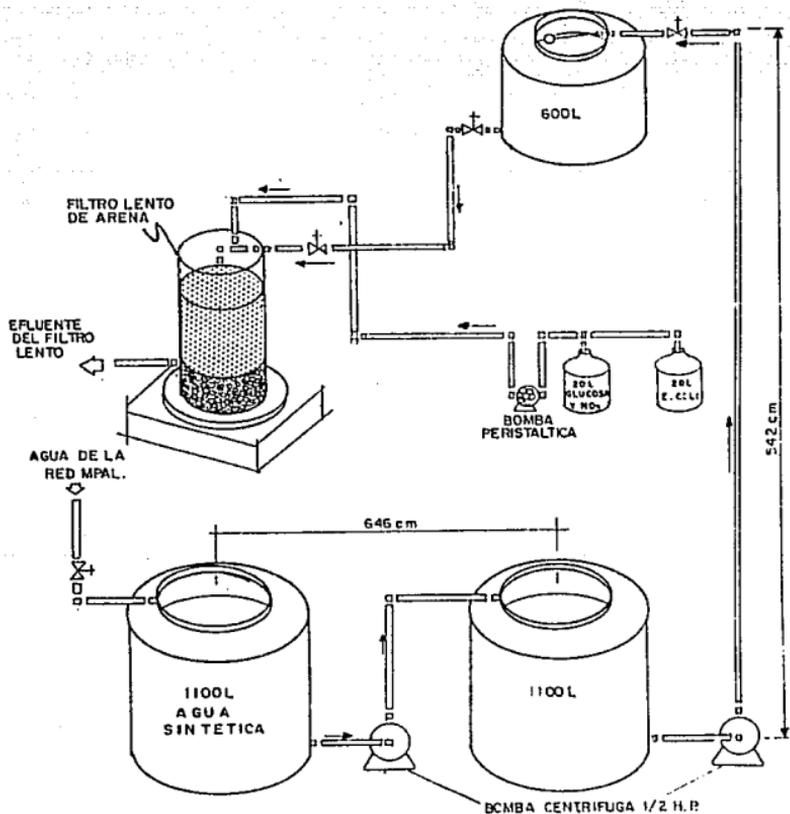


FIG 16 Diagrama esquemático del sistema de filtración lenta en arena del Filtro 1

El agua sintética alimentada consiste en la simulación de agua típica de río preparada en el laboratorio, a la cual se le adiciona un cultivo conteniendo bacterias del grupo *Escherichia coli* y una concentración de glucosa de 15 mg/L.

La concentración de bacterias y glucosa es inyectada a la tubería principal con un gasto de 10 mL/min para una tasa de filtración de 0.12 m/h.

Los flujos de glucosa, bacterias y agua sintética son mezclados a la entrada del filtro, obteniendo un flujo total de 270 mL/min.

El pre-filtro de flujo ascendente denominado Filtro 2 (FIG 17) está construido de acrílico siguiendo el criterio de diseño mostrado en la TABLA 23. Las características principales son: filtración ascendente en capas (primera capa - tamaño de 25 a 18.0 mm, espesor de 25 cm; segunda capa - tamaño de 10 a 7.9 mm, espesor de 30 cm; tercera capa - tamaño de 7 a 3 mm, espesor de 60 cm; cuarta capa - tamaño 2.4 a 1.3 mm, espesor de 60 cm) y velocidad de filtrado de 0.60 m/h.

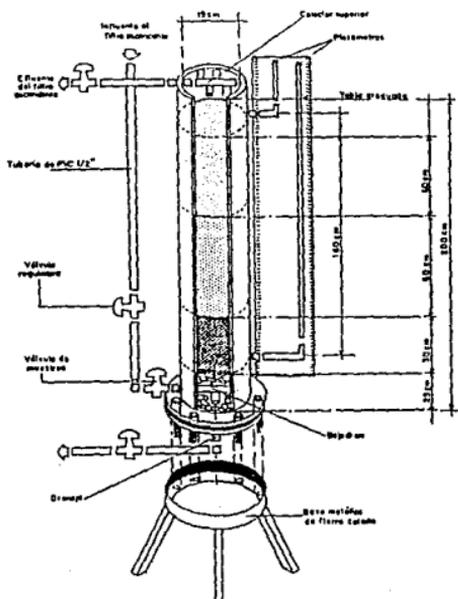


FIG 17 Esquema del Filtro 2

TABLA 23 CRITERIO DE DISEÑO PARA EL FILTRO 2

CRITERIO DE DISEÑO	NIVEL RECOMENDADO
Período de operación	continuo
Tasa de filtración	0.30 - 1.20 m /h
Tipo de flujo	ascendente
Area del lecho del filtro	0.032 m <sup>2</sup>
Altura del lecho del filtro	1.00 - 1.50 m
Especificaciones	
- Gravas	
* Primera capa (e = 25 cm)	25 a 18 mm (diámetro)
* Segunda capa (e = 30 cm)	10 a 7.9 mm (diámetro)
* Tercera capa (e = 60 cm)	7 a 3 mm (diámetro)
* Cuarta capa (e = 60 cm)	2.4 a 1.3 mm (diámetro)
- Altura del drenaje incluyendo la capa de grava (18- 25 mm)	0.20 - 0.30 m
- Sobrenadante	0.20 m

Nota: e: espesor de la capa filtrante

El sistema completo de filtración se muestra en la FIG 18 . Las instalaciones necesarias para la experimentación, concentración y flujos de alimentación de bacterias y glucosa, son semejantes a la del Filtro 1 excepto en el agua de alimentación que presenta turbiedad en un rango promedio de 40 UTN y una concentración de nitratos en un rango de 2 a 15 mg/L inyectada a 10 mL/min. La relación de C:N (glucosa-nitratos) es de 1.29. El flujo del agua de alimentación es de 300 mL/min, para un flujo total de 320 mL/min.

El estudio del sistema de tratamiento de agua subterránea en el laboratorio se lleva a cabo en un sistema de tratamiento, el cual está constituido de un filtro ascendente y un filtro lento. El filtro lento denominado filtro 3 (FIG 19) está construido de plástico de alta densidad con el criterio de diseño mostrado en la TABLA 24. El filtro ascendente denominado filtro 4 (FIG 20) está construido de acrílico con el criterio de diseño mostrado en la TABLA 25.

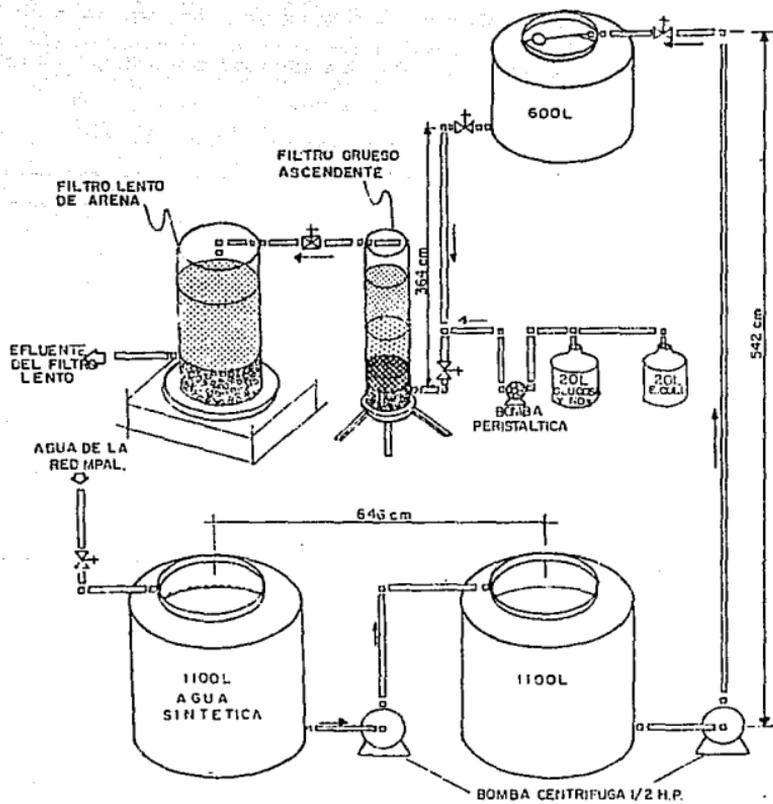


FIG 18 Diagrama esquemático del sistema de tratamiento para agua superficial

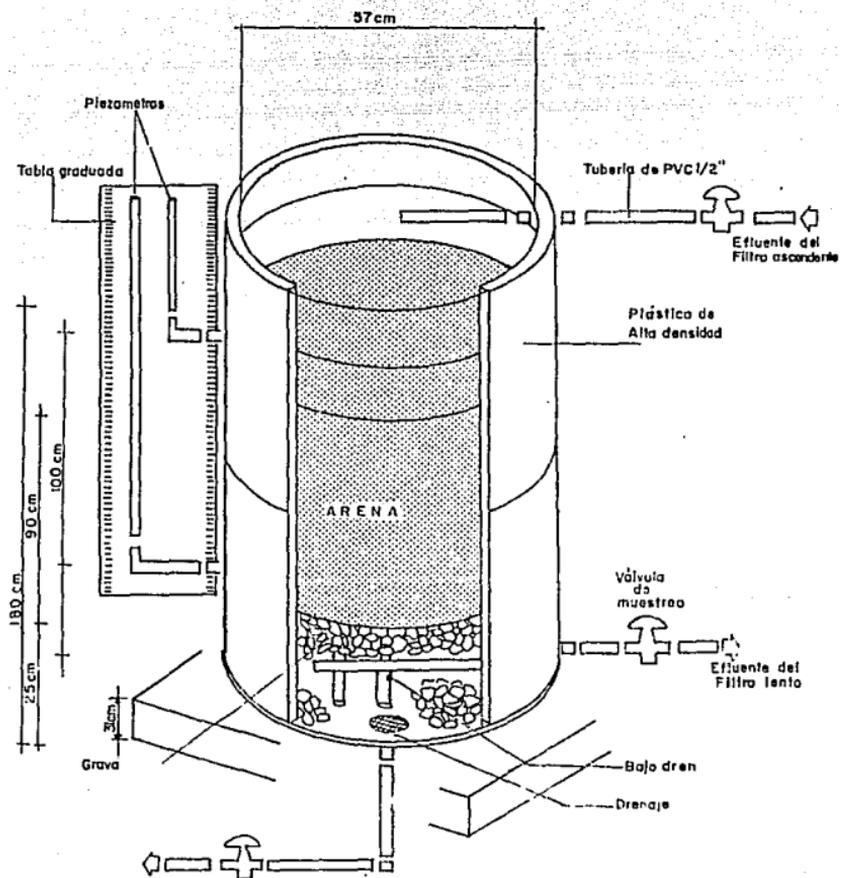


FIG 19 Esquema del Filtro 3

TABLA 24 CRITERIO DE DISEÑO DEL FILTRO 3

CRITERIO DE DISEÑO	NIVEL RECOMENDADO
Período de diseño	10- 15 años
Período de operación	continuo
Tasa de filtración	0.1 - 0.2 m/h
Area del lecho del filtro	0.255 m <sup>2</sup>
Altura del lecho del filtro	
- Inicial	0.90 m
- Mínima	0.65 m
Especificaciones	
- Arena	
* Tamaño efectivo	0.28 mm
* Coeficiente de uniformidad	2.58
- Grava	3 a 8 mm (diámetro)
- Altura del bajo dren incluyendo la capa de grava	0.25 m
- Tirante	0.50 m
Duración del ciclo entre limpiezas	cada 12 meses

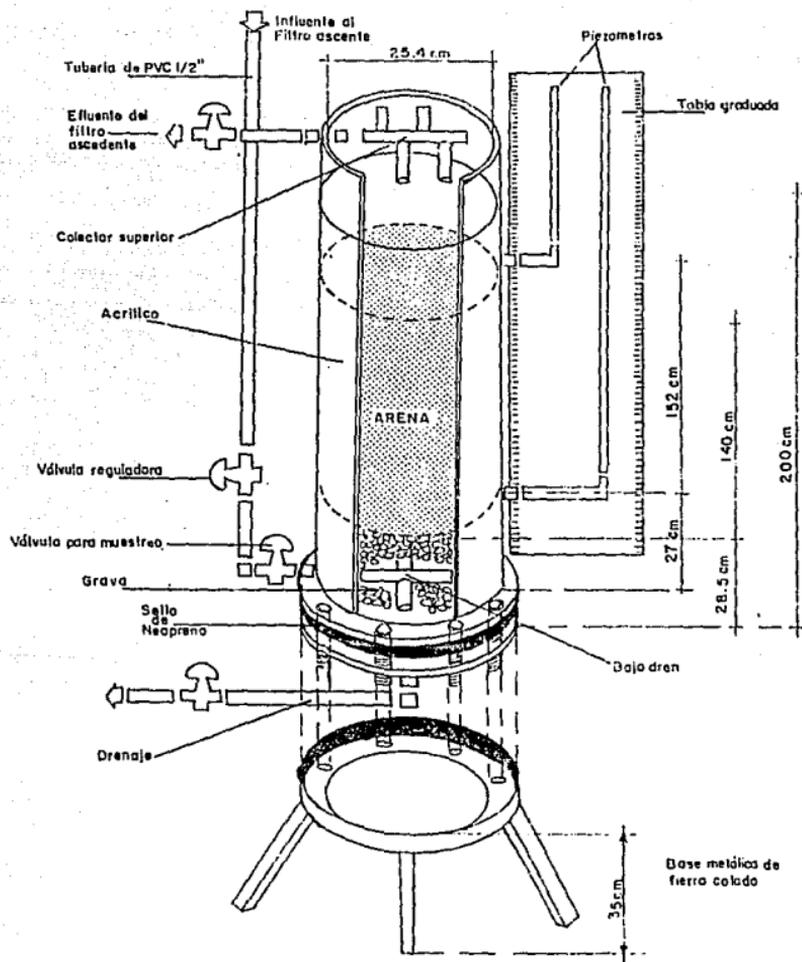


FIG 20 Esquema del Filtro 4

TABLA 25 CRITERIO DE DISEÑO PARA EL FILTRO 4

CRITERIO DE DISEÑO	NIVEL RECOMENDADO
Período de operación	continuo
Tasa de filtración	0.75 - 1.50 m /h
Tipo de flujo	ascendente
Area del lecho del filtro	0.050 m <sup>2</sup>
Altura del lecho del filtro	1.00 - 1.50 m
Especificaciones	
- Arena	
* Tamaño efectivo	0.54 mm
* Coeficiente de uniformidad	1.48
- Gravass	3 A 8 mm (diámetro)
- Sobrenadante	0.40 m

Para llevar a cabo la experimentación en el sistema de tratamiento de agua subterránea, se instalan 6 tanques (uno de 1100 L para la preparación de agua sintética, dos tanques de 400 y 600 L para almacenamiento, dos tanques de 200 L para mantener la carga hidráulica constante y un tanque de 200 L para la preparación de nitratos y glucosa que se alimentan al sistema), una bomba centrífuga de alimentación a los tanques elevados, una bomba peristáltica para dosificar nitratos y glucosa al sistema de filtración (FIG 21).

El agua sintética alimentada consiste en la simulación de agua subterránea preparada en laboratorio a la cual se adiciona una concentración de glucosa y nitratos inyectada a la tubería principal con un gasto de 5 L/h, los flujos de agua sintética, nitratos y glucosa, son mezclados a la entrada del filtro ascendente, obteniendo un flujo total en un rango de 38 a 75 L/h a una tasa de filtración en el filtro ascendente de 0.75 a 1.5 m/h y en el filtro lento con una tasa de filtración de 0.15 m/h para un flujo de 38 L/h.

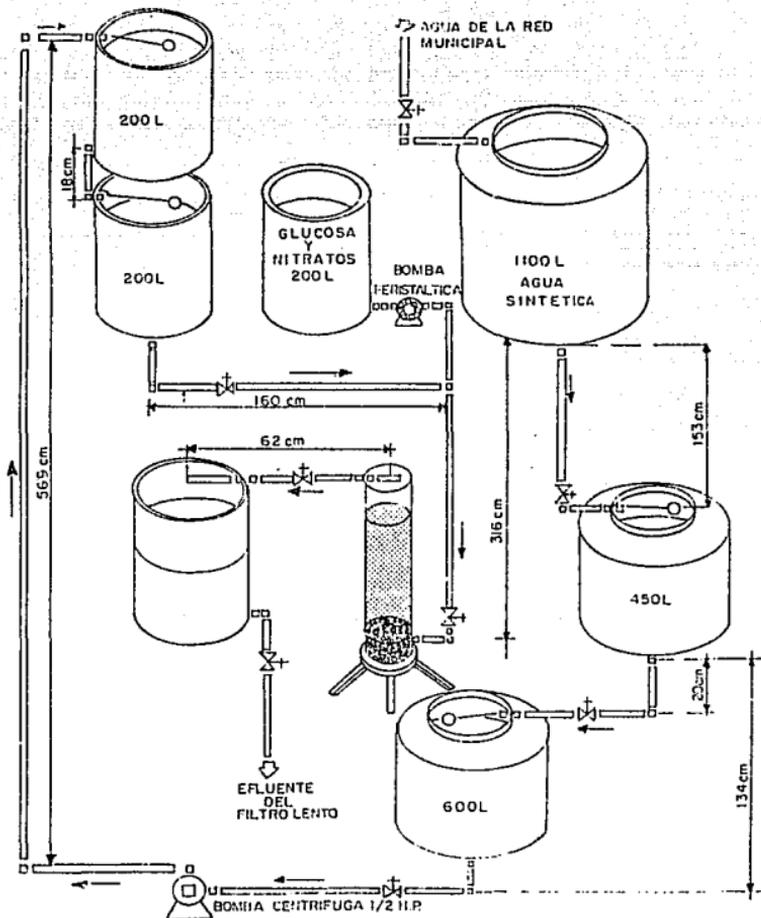


FIG 21 Diagrama esquemático del sistema de tratamiento para agua subterránea

### 3.2 Operación y muestreo

La operación consiste básicamente en los siguientes puntos:

- Abastecimiento de reactivos
- Decloración del agua de suministro
- Preparación de agua sintética para el suministro a el sistema de filtración
- Preparación del medio de cultivo para el organismo indicador
- Regulación de flujos para evitar diluciones o concentraciones fuera de rango

El muestreo se realiza cada tercer día alternándose la toma de muestras de los sistemas de filtración para agua subterránea y agua superficial. Al finalizar el muestreo se elabora la hoja de campo y se entregan las muestras al Laboratorio para análisis. Los parámetros determinados se clasifican como físicos (turbiedad, color, conductividad, temperatura y sólidos), químicos (pH, cloruros, alcalinidad, dureza, nitrógeno, fósforo, detergentes, sulfatos, oxígeno disuelto, bicarbonatos, metales pesados y pesticidas), microbiológicos (coliformes fecales y totales) y materia orgánica (DBO, DQO y COT). Los métodos analíticos para la determinación de estos parámetros están basados en los métodos estándar.

### 3.3 Análisis estadístico de los datos reportados por el Laboratorio

Los datos reportados por el laboratorio son clasificados por parámetro, fecha y punto de muestreo para posteriormente obtener los valores de media, desviación estándar, valores máximo y mínimo y número de datos.

Una vez obtenidos dichos valores se procede a calcular las eficiencias de remoción para cada punto y poder generar gráficas con lo que se puede establecer claramente el comportamiento de los sistemas de filtración.

# METODOLOGIA

#### 4 METODOLOGIA

Para llevar a cabo el presente proyecto se involucra una cuidadosa evaluación de modelos de filtración lenta en laboratorio .

La metodología que se propone se divide en tres partes fundamentales:

- Metodología para el estudio de el Filtro 1
- Metodología para el sistema de tratamiento de agua superficial
- Metodología para el sistema de tratamiento de agua subterránea

#### 4.1 Metodología para el estudio de modelos en laboratorio

##### 4.1.1 Metodología para el Filtro 1

El agua de alimentación se prepara en laboratorio y consiste en la simulación de agua típica de río a la cual se le adicionan bacterias *Escherichia coli*. En la TABLA 26 se presentan las concentraciones de las sustancias químicas que se agregan al agua procedente de la red municipal de abastecimiento de agua potable, previamente clorada.

TABLA 26 PREPARACION DEL AGUA SINTETICA

Compuesto	mg/L
NH <sub>4</sub> HCO <sub>3</sub>	10.30
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0.185
NaHCO <sub>3</sub>	11.00
KHCO <sub>3</sub>	5.13
MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O	12.00
FeCl <sub>3</sub> 6H <sub>2</sub> O	0.482
CaCl <sub>2</sub>	5.55

FUENTE: Graham, 1988

Como fuente de materia orgánica nutriente, se adiciona glucosa a una concentración de 15 mg/L, a un gasto de 10 mL/min.

La preparación del organismo indicador (*Escherichia coli*) se hace de la siguiente manera: se inoculan 10 mL de cultivo puro de *Escherichia coli* en un frasco esteril de 670 mL conteniendo lactosa (4 g/L) y caldo nutritivo (1 g/L) el cual es adicionado al filtro a una tasa de flujo de 10 mL/min.

La decloración del agua se realiza con una solución de tiosulfato de sodio a una concentración de 5 mg/mL.

Para que se lleve a cabo la maduración o aclimatación en la columna, tiene que esperarse un tiempo que va de una semana a un mes dependiendo de las características de calidad del agua influente. Por lo que, antes y después de la maduración de la columna, se determinarán los parámetros siguientes:

- |  |                              |
|--|------------------------------|
| - Nitratos                                       | - Nitritos                   |
| - N-amoniacal                                    | - Color                      |
| - N- orgánico                                    | - Cloruros                   |
| - Turbiedad                                      | - Alcalinidad total          |
| - Dureza total                                   | - Carbón orgánico total      |
| - Temperatura                                    | - Fierro                     |
| - Manganeso                                      | - Oxígeno disuelto           |
| - Conductividad                                  | - Demanda química de oxígeno |
| - Dureza de calcio                               | - Coliformes fecales         |
| - pH   | - Coliformes totales         |
| - Demanda bioquímica de oxígeno                  |                              |
| - Sólidos disueltos totales, fijos y volátiles   |                              |
| - Sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles |                              |

En la columna de filtración lenta se cuenta con cinco puntos de muestreo a lo largo del lecho filtrante, en los cuales se determinaron los siguientes parámetros:

- Nitratos
- N-amoniacal
- N- orgánico
- Turbiedad
- Coliformes fecales
- Temperatura
- Demanda bioquímica de oxígeno
- Sólidos suspendidos totales, fijos y volátiles
- Color
- Oxígeno disuelto
- Demanda química de oxígeno
- Nitritos
- Carbón orgánico total
- pH
- Coliformes totales

La frecuencia de los muestreos es diaria hasta la terminación del ciclo de filtración (es decir hasta que se requiera del mantenimiento del filtro).

#### 4.1.2 Metodología para el sistema de tratamiento para agua superficial

Para el sistema de filtración completo se emplea agua de alimentación, concentración de glucosa y bacterias con las mismas características que en el Filtro 1 ; sin embargo se aumenta la turbiedad con arcilla a un rango promedio de 10 a 40 UTN y se inyecta nitratos a un rango de concentración de 2 a 15 mg/L, la alimentación será mediante flujo ascendente para el pre-filtro y descendente para el Filtro 1.

Los parámetros determinados en este caso son:

- Hierro
- Nitratos
- N-amoniacal
- N-orgánico
- Oxígeno disuelto
- Manganeseo
- pH
- Temperatura
- Turbiedad
- Nitritos

- Demanda química de oxígeno . - Color
- Demanda bioquímica de oxígeno - Coliformes fecales
- Carbón orgánico total - Coliformes totales

La frecuencia de los muestreos es cada tercer día hasta la terminación del ciclo de filtración (es decir hasta que se requiera del mantenimiento del pre-filtro o del filtro lento).

#### 4.1.3 Metodología para el sistema de tratamiento para agua subterránea

El agua de alimentación se prepara en el laboratorio y consiste en la simulación de agua típica de pozo a la cual se le adiciona glucosa y nitratos. En la TABLA 27 se presentan las concentraciones de las sustancias químicas que se agregan al agua procedente de la red municipal de abastecimiento de agua potable, previamente declarada.

TABLA 27 PREPARACION DEL AGUA SINTETICA QUE SIMULA AGUA SUBTERRANEA

Compuesto	mg/L
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	200.00
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	3.70
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	2.90
MnSO <sub>4</sub> .4H <sub>2</sub> O	6.00
CaCl <sub>2</sub>	40.00
FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	22.00
Ac. Cítrico	5.40

FUENTE: Adaptado de Dood, 1975

Como fuente de materia orgánica y nitrogenosa nutriente, se adiciona glucosa y nitratos con un gasto de 5 L/h , para un gasto total en el influente del filtro ascendente de 38 L/h a 75 L/h.

Los parámetros determinados en este caso son:

- Hierro
- Nitratos
- N-amoniacal
- N-orgánico
- Oxígeno disuelto
- Demanda química de oxígeno
- Demanda bioquímica de oxígeno
- Manganeseo
- pH
- Temperatura
- Turbiedad
- Nitritos
- Color

El filtro ascendente se operó inicialmente a una velocidad de filtración de 0.75 m/h, posteriormente se aumentó la tasa de filtración a 1.5 m/h; en las dos fases de operación se utilizaron relaciones de C:N que se muestran en la TABLA 28.

TABLA 28 RELACIONES C:N EN LA SOLUCION DE NITRATOS-GLUCOSA SUMINISTRADA AL SISTEMA DE FILTRACION

SUSTANCIA	PRIMERA FASE (0.75 m/h)			SEGUNDA FASE (1.5 m/h)	
GLUCOSA (ppm) *	100	100	200	200	400
NITRATOS (ppm) *	200	44	8	139	139
C:N SUMINISTRADA	1.30	5.75	64.4	3.7	7.4

Nota: \* 100 ppm de nitrato y glucosa es igual a 1.6 y 0.55 mmol respectivamente

#### 4.2. Pruebas de laboratorio

Los métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos, bacteriológicos y materia orgánica incluyen análisis gravimétricos, por titulación, espectrofotometría, absorción atómica y colorimetría entre otros (TABLAS 29, 30, 31, 32 y 33).

TABLA 29 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS FISICOS

PARAMETRO	METODO ANALITICO
Turbiedad Temperatura Sólidos Color Conductividad eléctrica	Nefelométrico Termómetro Gravimétrico Comparador visual Electrométrico

TABLA 30 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS QUIMICOS

PARAMETROS	METODO ANALITICO
pH Cloruros Alcalinidad total Dureza total Dureza de calcio Nitrógeno amoniacal Nitrógeno orgánico Nitratos Nitritos Bicarbonatos Detergentes Sulfatos Ortofosfatos Oxígeno disuelto	Electrométrico Argentométrico Titulación Tritimétrico Tritimétrico Tritimétrico Tritimétrico Espectrofotométrico UV Colorimétrico Tritimétrico SAAM Colorimétrico Cloruro estanoso Electrodo de membrana

TABLA 31 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS QUIMICOS (METALES PESADOS)

PARAMETROS	METODO ANALITICO
Fierro	Absorción Atómica
Manganeso	Absorción Atómica
Aluminio	Absorción Atómica
Bario	Absorción Atómica
Cadmio	Absorción Atómica
Cromo	Absorción Atómica
Cobalto	Absorción Atómica
Plomo	Absorción Atómica
Arsénico	Absorción Atómica
Bismuto	Absorción Atómica
Calcio	Absorción Atómica
Cobre	Absorción Atómica
Magnesio	Absorción Atómica
Mercurio	Absorción Atómica
Níquel	Absorción Atómica
Potasio	Absorción Atómica
Sodio	Absorción Atómica
Vanadio	Absorción Atómica
Zinc	Absorción Atómica

TABLA 32 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS BACTERIOLOGICOS

PARAMETROS	METODO ANALITICO
Coliformes fecales	Filtro de membrana
Coliformes totales	Filtro de membrana

TABLA 33 METODOS ANALITICOS PARA DETERMINAR LOS PARAMETROS ORGANICOS

PARAMETROS	METODO ANALITICO
DBO	DBOs
DQO	Colorimétrico
COT	Oxidación Persulfato

# RESULTADOS

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Resultados de los sistemas de tratamiento para agua superficial y subterránea en modelos de laboratorio

#### 5.1.1 Sistema de tratamiento para agua superficial en modelos de laboratorio

En la TABLA 34 se presentan los datos obtenidos del modelo de filtración lenta en arena sin pre-tratamientos para el tratamiento de agua superficial.

En la TABLA 35 se realiza un análisis de los parámetros de operación del mismo modelo. Con base en estos datos se obtuvo la constante de permeabilidad de Darcy y la carga hidráulica a través del lecho filtrante del filtro lento (FIG 22 y FIG 23).

En la TABLA 36 se tiene el cálculo del diámetro geométrico medio de los granos de arena que se emplean como medio filtrante del filtro lento (Análisis granulométrico, Anexo 1). A partir de la ecuación de Koseny (ecuación 11) se calcula la pérdida de carga teórica para lecho limpio de 1.92 cm y la constante de permeabilidad de Darcy igual a 0.1551 cm/s. Sin embargo, la pérdida de carga observada y la constante de Darcy son de 2.4 cm y 0.124 cm/s respectivamente.

Los resultados del modelo de filtración lenta en arena sin pre-tratamientos muestran eficiencias de remoción de turbiedad del 68.10 % , color del 100 % y DQO del 42.71 % . Con respecto a las eficiencias de remoción para coliformes fecales y totales se tiene una reducción en tres unidades logarítmicas.

De la TABLA 37 a la 79 se muestran los datos, valores estadísticos y las eficiencias de remoción de turbiedad, sólidos suspendidos totales, color, DQO, nitrógeno orgánico, coliformes fecales y fierro en el sistema de tratamiento de filtración gruesa ascendente en capas y filtración lenta para agua superficial. Este sistema de tratamiento a nivel laboratorio presenta remociones totales de turbiedad de 90.01 % , sólidos suspendidos totales de 91.47 % , color de 89.06 % , DQO de 43.27 % , nitrógeno orgánico de 53.65 % , coliformes fecales de 98.35 % y fierro de 85.02 %

Más del 80 % de remoción de turbiedad y sólidos suspendidos totales se realiza en el filtro grueso ascendente en capas, además contribuye a la remoción de nitrógeno orgánico y DQO, por lo cual, en el filtro grueso ascendente en capas también se llevan a cabo procesos biológicos de remoción.

En la TABLA 80 se realiza el análisis de los parámetros de operación del filtro lento de este sistema. Con base en estos datos se obtuvo la constante de permeabilidad de Darcy en el tiempo de operación del filtro observándose una disminución de la constante de 1.81 a 0.0263 cm/s a los 44 días de operación (FIG 31).

De la FIG 24 a la 30 se muestra el comportamiento de la eficiencia de remoción de los parámetros turbiedad, sólidos suspendidos totales, color, DQO, nitrógeno orgánico, coliformes fecales y fierro con respecto a el tiempo.

La maduración del sistema de filtración inicia a los 15 días de operación y se observa estabilización en la remoción de turbiedad, sólidos suspendidos totales y coliformes fecales.

La remoción de color, nitrógeno orgánico, DQO y fierro permanece en un rango de remoción variable pero aceptable.

**TABLA 34 REMOCION DE TURBIEDAD, COLOR, COLIFORMES TOTALES, COLIFORMES  
 FECALES Y DEMANDA DE QUIMICA DE OXIGENO EN EL FILTRO LENTO  
 EN ARENA EN LABORATORIO**

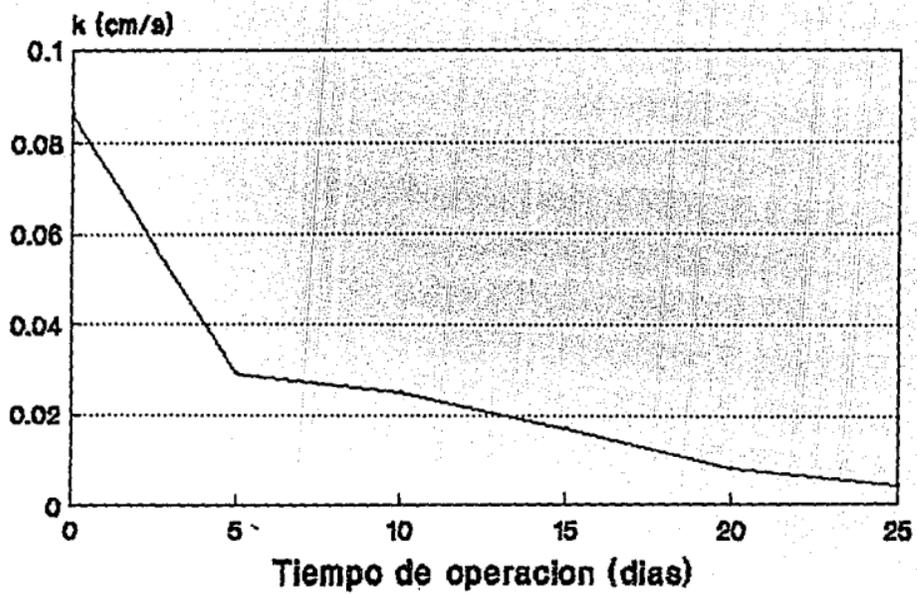
PUNTO DE MUESTREO	P A R A M E T R O				
	TURBIEDAD	COLOR	C. TOTALES	C. FECALES	DQO
<b>INFLUENTE DEL FILTRO LENTO</b>					
MEDIA ( $\bar{X}$ )	2.38	5	$39 \times 10^6$	$1 \times 10^6$	6.86
DESVIACION ESTANDAR ( $\bar{Sx}$ )	0.40	0	$877 \times 10^6$	$3 \times 10^6$	1.57
VALOR MAXIMO	3.85	5	$33 \times 10^8$	$11 \times 10^6$	10.00
VALOR MINIMO	1.78	5	$11 \times 10^5$	$1 \times 10^3$	5.00
NUMERO DE DATOS	29	17	15	14	14
<b>EFLUENTE DEL FILTRO LENTO</b>					
MEDIA ( $\bar{X}$ )	0.76	0	$29 \times 10^3$	$1 \times 10^3$	3.93
DESVIACION ESTANDAR ( $\bar{Sx}$ )	0.18	0	$259 \times 10^3$	$4 \times 10^3$	2.27
VALOR MAXIMO	1.34	0	$816 \times 10^3$	$15 \times 10^3$	8.00
VALOR MINIMO	0.49	0	$1 \times 10^3$	20	1.00
NUMERO DE DATOS	29	17	15	14	14
<b>PORCENTAJE DE REMOCION TOTAL</b>	68.10	100	99.93	99.87	42.71

NOTA: TURBIEDAD EN UTN, COLOR EN UNIDADES Pt-Co, COLIFORMES TOTALES  
 Y FECALES EN col/100mL Y DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO EN mg/L.

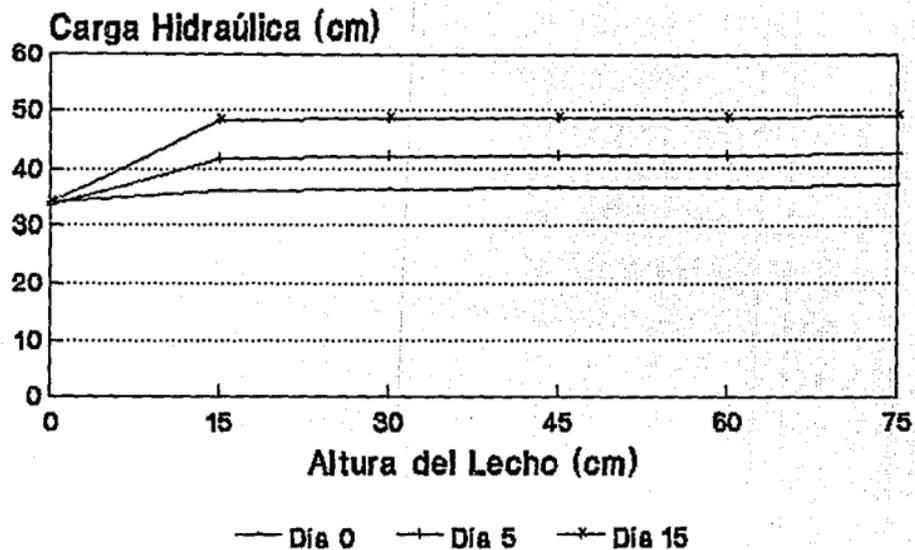
TABLA 35 PARAMETROS DE OPERACION DEL FILTRO LENTO EN ARENA EN LABORATORIO

DIA	Δh (cm)	L (cm)	Q			A		v (m/h)	L/Δh	K (cm/s)
			mL/min	L/h	m <sup>3</sup> /h	cm <sup>2</sup>	m <sup>2</sup>			
0	2.4	75	270	16.2	0.0162	1134	0.1134	0.14	31.25	0.124
3	2.9	75	230	13.8	0.0138	1134	0.1134	0.12	25.86	0.086
5	8.6	75	235	14.1	0.0141	1134	0.1134	0.12	8.72	0.029
10	9.1	75	215	12.9	0.0129	1134	0.1134	0.11	8.24	0.025
15	14.6	75	228	13.7	0.0137	1134	0.1134	0.12	5.14	0.017
20	23.4	75	214	12.8	0.0128	1134	0.1134	0.11	3.21	0.008
25	52.1	75	188	11.3	0.0113	1134	0.1131	0.09	1.44	0.004

NOTA: Δh: PERDIDA DE CARGA; L: LONGITUD DEL LECHO; Q: GASTO; A: AREA  
v: VELOCIDAD; K: CONSTANTE DE PERMEABILIDAD DE DARCY



**Fig 22 Constante de permeabilidad de Darcy para el filtro lento en arena en laboratorio**



**Fig 23 Carga hidráulica a través del lecho filtrante del Filtro Lento de Arena en laboratorio**

TABLA 36 DETERMINACION DEL DIAMETRO GEOMETRICO DE LOS GRANOS

MALLA	ABERTURA (cm)	%QUE PASA ACUMULADO	PESO RETENIDO $P_i$ (%)	$d_i$ (cm $\times 10^2$ )	$\frac{P_i}{d_i}$ (cm <sup>-1</sup> )
	0.168	100.00	0		
16	0.130	94.73	5.27	14.77	0.3568
18	0.100	83.26	11.47	11.40	1.0061
20	0.084	72.02	11.24	9.16	1.2270
30	0.0595	38.16	33.86	7.069	4.7899
35	0.0429	27.35	10.81	5.052	2.1397
40	0.0420	18.94	8.41	4.244	1.9816
50	0.0297	10.43	8.51	3.531	2.4100
FONDO	0.0050	0	10.43	1.218	8.5632
					$\Sigma$ 22.4743

TABLA 37 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU

PUNTOS	DIAS DE OPERACION				
	5	10	15	20	25
INFL. FILT. ASC.	3.05	55.60	31.30	24.50	50.30
EFL. FILT. ASC.	1.44	28.80	19.00	6.20	4.80
PUNTO 3	0.98	18.30	17.70	3.10	3.10
PUNTO 4	1.34	17.20	16.60	2.47	2.60
PUNTO 5	1.05	16.80	16.40	2.55	1.70
PUNTO 6	1.12	15.20	15.20	2.30	1.60
PUNTO 7	0.81	12.90	13.70	2.23	1.80
EFL. FILT. LENT.	0.80	17.40	12.39	1.76	1.40

Nota: Datos reportados en UTN

**TABLA 37 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU  
(CONTINUACION)**

PUNTOS	DIAS DE OPERACION				
	30	35	40	45	50
INFL.FILT.ASC.	51.90	37.80	27.90	44.00	48.20
EFL.FILT.ASC.	2.37	2.92	3.86	1.80	2.10
PUNTO 3	1.42	1.21	1.77	1.40	1.75
PUNTO 4	1.33	1.21	1.64	1.10	1.33
PUNTO 5	1.64	1.34	1.87	1.30	1.72
PUNTO 6	1.40	1.21	1.91	1.85	1.59
PUNTO 7	1.44	1.28	1.86	1.41	1.95
EFL.FILT.LENT.	1.06	1.06	1.34	0.97	1.23

Nota: Datos reportados en UTN

**TABLA 37 DATOS DE TURBIEDAD OBTENIDOS IN SITU  
(CONTINUACION)**

P U N T O S	DIAS	
	55	60
INFL.FILT.ASC.	67.50	3.57
EFL.FILT.ASC.	1.00	0.93
PUNTO 3	0.83	1.31
PUNTO 4	0.81	0.85
PUNTO 5	1.07	3.32
PUNTO 6	1.21	1.60
PUNTO 7	1.34	1.77
EFL.FILT.LENTO.	0.84	0.50

Nota: Datos reportados en UTN

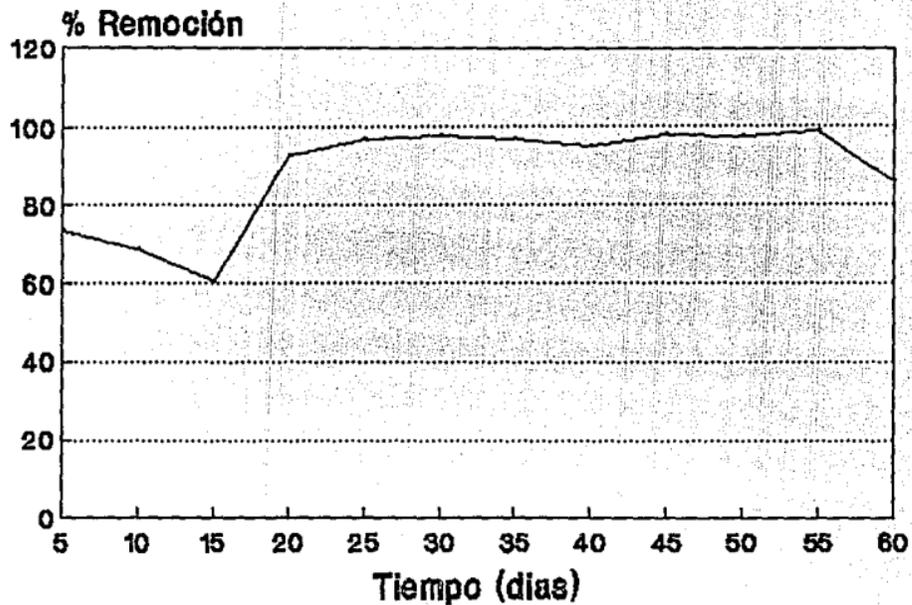
TABLA 38 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE TURBIEDAD (UTN)

PUNTO	$\bar{X}$	$Sx$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	36.64	34.41	200.0	1.17	57
EFL.FILT.ASC.	6.97	9.88	47.1	0.63	57
PUNTO 3	5.38	8.12	39.3	0.63	57
PUNTO 4	4.97	7.68	27.6	0.74	57
PUNTO 5	5.01	7.06	32.2	0.79	57
PUNTO 6	4.80	6.69	29.8	0.60	57
PUNTO 7	4.58	6.07	24.5	0.67	57
EFL.FILT.LENT	3.65	5.90	24.4	0.50	56

Nota: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 16.77 °C y pH promedio de 7.2

TABLA 39 EFICIENCIAS DE REMOCION DE TURBIEDAD

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	80.98
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	47.51
REMOCION TOTAL	90.01



**Fig 24 Eficiencia de remoción de  
Turbiedad (Sistema de filtración  
para agua superficial)**

TABLA 40 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO

P U N T O S	D I A S			
	23	27	29	31
INFL.FILT.ASC.	28	182	82	108
EFL.FILT.ASC.	23	31	26	21
EFL.FILT.LENT.	27	21	14	15

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 41 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO

P U N T O S	D I A S								
	6	10	12	14	18	20	24	26	28
INFL.FILT.ASC	82	15	271	302	53	112	16	464	10
EFL.FILT.ASC	18	4	2	10	11	6	3	7	2
EFL.FILT.LENT	2	1	0	1	2	2	1	1	0

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 42 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIMBRE

P U N T O S	D I A S					
	1	3	7	9	11	15
INFL.FILT.ASC.	7	17	16	15	5	101
EFL.FILT.ASC.	1	1	1	2	1	2
EFL.FILT.LENT.	0	0	0	1	0	0

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 43 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE (CONTINUACION)

PUNTOS	DIAS				
	17	21	23	25	29
INFL.FILT.ASC.	13	9	31	10	14.5
EFL.FILT.ASC.	0	3	1	0	0
EFL.FILT.LENTO	0	1	0	0	0

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 44 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE

P U N T O S	DIAS	
	1	7
INFL.FILT.ASC.	1	4
EFL.FILT.ASC.	0	0
EFL.FILT.LENTO	0	0

Nota: Datos reportados en mg/L

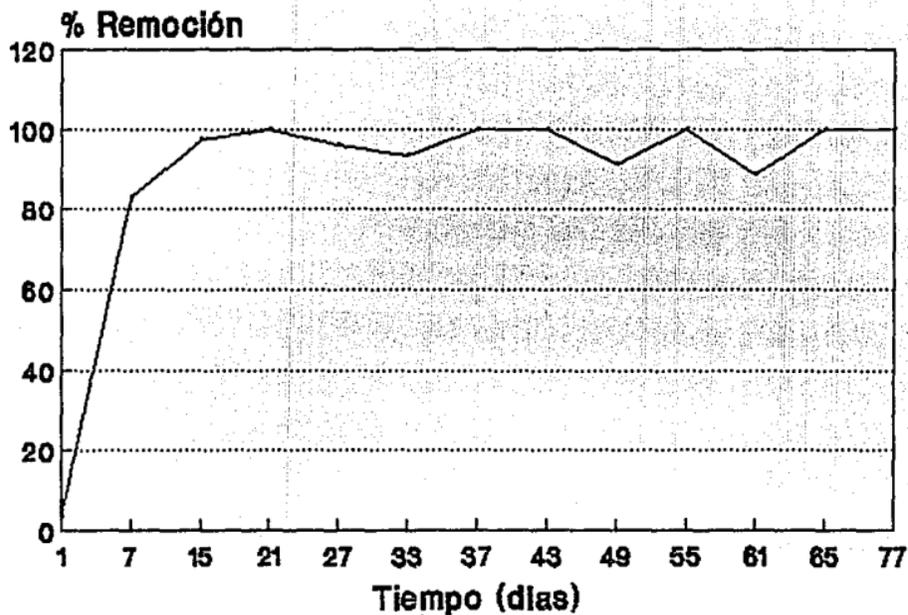
TABLA 45 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	75.71	112.86	182.00	1.00	26
EFL.FILT.ASC.	6.77	9.17	31.00	0.0	26
EFL.FILT.LENT	3.42	7.22	27.00	0.0	26

Nota: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 16.77 °C y pH promedio de 7.2. Datos reportados en mg/L

**TABLA 46 EFICIENCIAS DE REMOCION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES**

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	91.05
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	49.43
REMOCION TOTAL	91.47



**Fig 25 Eficiencia de remoción de sólidos suspendidos totales (Sistema de filtración para agua superficial)**

TABLA 47 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO

P U N T O S	D I A S			
	23	27	29	31
INFL.FILT.ASC.	3	68	50	87
EFL.FILT.ASC.	0	15	25	40
EFL.FILT.LENT.	0	5	20	25

Nota: Datos reportados en Pt-Co

TABLA 48 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO

P U N T O S	D I A S								
	6	10	12	14	18	20	24	26	28
INFL.FILT.ASC	30	25	80	80	50	60	100	120	40
EFL.FILT.ASC	15	15	20	28	20	30	80	30	20
EFL.FILT.LENT	5	3	4	5	5	1	20	10	5

Nota: Datos reportados en Pt-Co

TABLA 49 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

P U N T O S	D I A S					
	1	3	7	9	11	15
INFL.FILT.ASC.	40	40	20	20	28	60
EFL.FILT.ASC.	10	13	10	5	4	10
EFL.FILT.LENT.	1	1	0	0	1	5

Nota: Datos reportados en Pt-Co

TABLA 50 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE (CONTINUACION)

PUNTOS	DIAS				
	17	21	23	25	29
INFL.FILT.ASC.	30	20	5	15	15
EFL.FILT.ASC.	5	5	0	0	0
EFL.FILT.LENTO	6	0	0	0	0

Nota: Datos reportados en Pt-Co

TABLA 51 DATOS DE COLOR REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE

PUNTOS	DIAS	
	1	7
INFL.FILT.ASC.	10	20
EFL.FILT.ASC.	5	0
EFL.FILT.LENTO	0	0

Nota: Datos reportados en Pt-Co

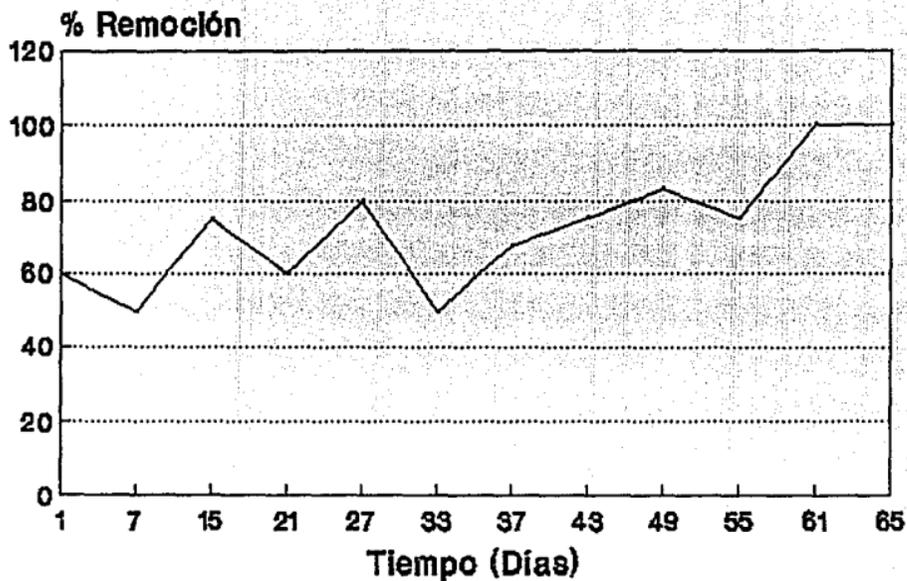
TABLA 52 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE COLOR

PUNTOS	$\bar{X}$	$\bar{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	42.92	30.90	120.00	3.00	26
EFL.FILT.ASC.	15.57	17.15	80.00	0.00	26
EFL.FILT.LENT	4.69	6.83	25.00	0.00	26

Nota: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 16.77 °C y pH promedio de 7.2. Datos reportados en Pt-Co.

TABLA 53 EFICIENCIAS DE REMOCION DE COLOR

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	63.72
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	69.86
REMOCION TOTAL	89.06



**Fig 26 Eficiencia de remoción de color  
(Sistema de filtración para agua  
superficial)**

TABLA 54 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO

P U N T O S	D I A S			
	23	27	29	31
INFL.FILT.ASC.	13.0	14.0	10.0	7.7
EFL.FILT.ASC.	7.0	25.0	9.0	9.6
PUNTO 3	6.0	8.0	9.0	7.5
PUNTO 4	6.0	8.0	9.0	8.6
PUNTO 5	5.0	8.0	9.0	8.3
PUNTO 6	8.0	7.0	9.0	7.5
PUNTO 7	6.0	7.0	7.0	6.7
EFL.FILT.LENT.	7.0	7.0	8.0	6.5

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 55 DATOS DE SOLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO

P U N T O S	D I A S								
	6	10	12	14	18	20	24	26	28
INFL.FILT.ASC	9.6	13.0	10.0	12.0	8.0	20.0	11.0	35.0	15.0
EFL.FILT.ASC	20.2	9.0	7.0	18.0	5.0	8.0	5.0	5.0	1.0
PUNTO 3	8.5	7.0	8.0	11.0	5.0	4.0	6.0	3.0	7.0
PUNTO 4	6.9	6.9	8.0	6.0	4.0	6.0	4.0	4.0	6.0
PUNTO 5	5.4	3.0	5.0	8.0	4.0	2.0	6.0	4.0	6.0
PUNTO 6	4.0	7.0	3.0	4.0	4.0	4.0	5.0	4.0	3.0
PUNTO 7	4.8	4.0	5.0	5.0	4.0	4.0	6.0	3.0	3.0
EFL.FILT.LENT	23.6	3.0	5.0	5.0	5.0	3.0	4.0	2.0	3.0

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 56 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

P U N T O S	D I A S					
	1	3	7	9	11	15
INFL.FILT.ASC.	12.0	6.0	7.0	9.0	13.0	4.0
EFL.FILT.ASC.	5.0	8.0	3.0	15.0	16.0	6.0
PUNTO 3	5.0	7.0	2.0	8.0	9.0	2.0
PUNTO 4	8.0	8.0	2.0	10.0	6.0	4.0
PUNTO 5	3.0	6.0	5.0	9.0	10.0	4.0
PUNTO 6	1.0	2.0	9.0	6.0	12.0	3.0
PUNTO 7	1.0	3.0	10.0	7.0	3.0	2.0
EFL.FILT.LENT.	2.0	3.0	12.0	11.0	15.0	1.0

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 57 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE (CONTINUACION)

PUNTOS	D I A S				
	17	21	23	25	29
INFL.FILT.ASC.	8.0	1.0	----	----	----
EFL.FILT.ASC.	7.0	3.0	----	----	----
PUNTO 3	4.0	1.0	----	----	----
PUNTO 4	7.0	1.0	----	----	----
PUNTO 5	5.0	4.0	----	----	----
PUNTO 6	7.0	1.0	----	----	----
PUNTO 7	8.0	1.0	----	----	----
EFL.FILT.LENT.	8.0	1.0	----	----	----

Nota: Datos reportados en mg/L

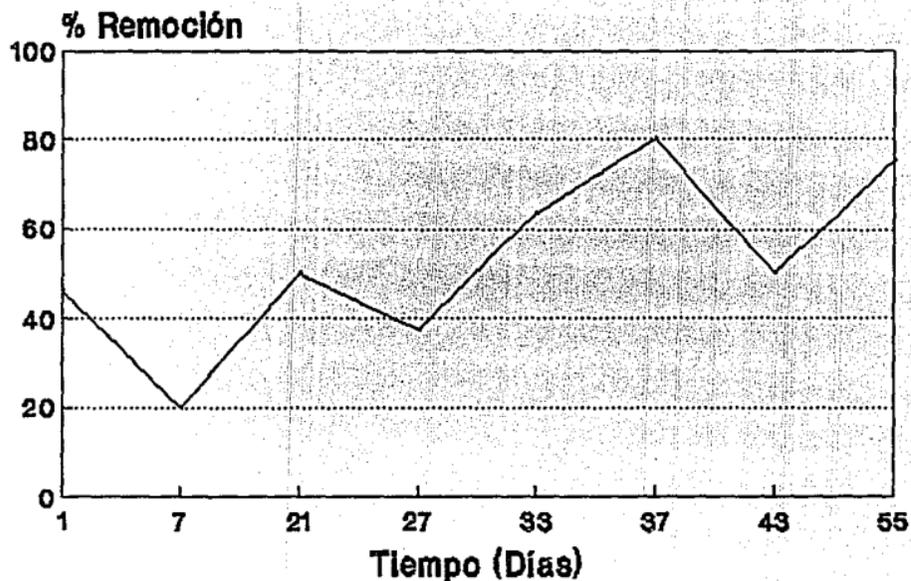
TABLA 58 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO

P U N T O S	$\bar{X}$	$\bar{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	11.34	6.78	35.00	1.00	21
EFL.FILT.ASC.	9.13	6.20	25.00	1.00	21
PUNTO 3	6.09	2.66	11.00	1.00	21
PUNTO 4	6.11	2.30	10.00	1.00	21
PUNTO 5	5.70	2.23	10.00	2.00	21
PUNTO 6	5.29	2.86	12.00	1.00	21
PUNTO 7	4.78	2.34	10.00	1.00	21
EFL.FILT.LEN.	6.43	5.39	23.60	1.00	21

Nota: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 16.77 °C y pH promedio de 7.2. Datos reportados en mg/L

TABLA 59 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	19.46
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	29.56
REMOCION TOTAL	43.27



**Fig 27 Eficiencia de remoción de DQO  
(Sistema de filtración de agua  
superficial)**

TABLA 60 DATOS DE NITROGENO ORGANICO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

PUNTOS	DIAS				
	17	21	23	25	29
INFL. FILT. ASC.	----	0.40	0.19	0.30	0.90
EFL. FILT. ASC.	----	0.30	0.22	0.22	0.19
PUNTO 3	----	0.20	0.03	0.05	0.22
PUNTO 4	----	0.20	0.22	0.06	0.87
PUNTO 5	----	0.20	0.05	0.06	0.26
PUNTO 6	----	0.30	0.16	0.13	0.16
PUNTO 7	-----	0.30	0.19	0.19	0.58
EFL. FILT. LENT.	-----	0.20	0.19	0.10	0.26

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 61 DATOS DE NITROGENO ORGANICO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE

P U N T O S	DIAS	
	1	7
INFL. FILT. ASC.	0.05	0.89
EFL. FILT. ASC.	0.30	0.33
PUNTO 3	----	0.21
PUNTO 4	----	0.33
PUNTO 5	----	0.21
PUNTO 6	-----	0.21
PUNTO 7	-----	0.27
EFL. FILT. LENTO.	0.18	0.21

Nota: Datos reportados en mg/L

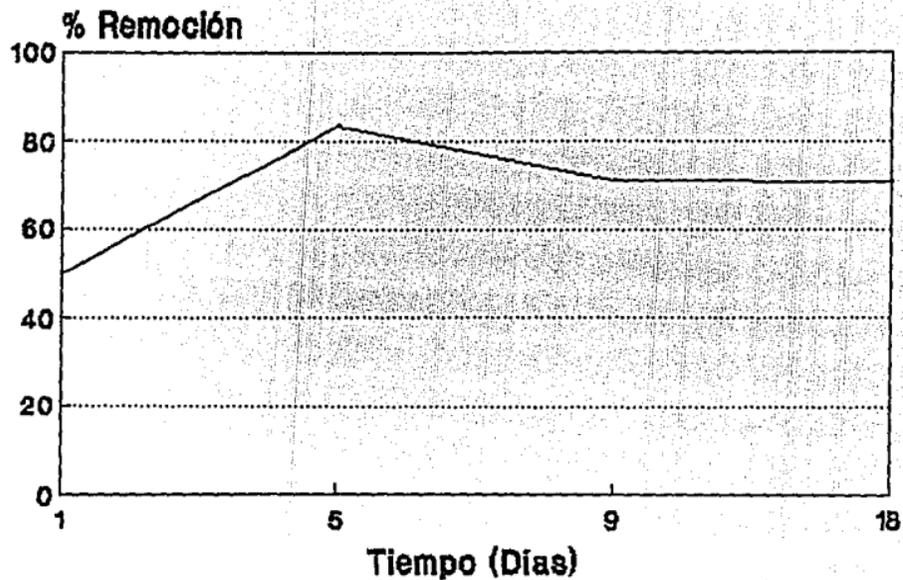
TABLA 62 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITROGENO ORGANICO

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	0.41	0.39	0.90	0.05	6
EFL.FILT.ASC.	0.26	0.05	0.30	0.19	6
PUNTO 3	0.14	0.09	0.22	0.05	5
PUNTO 4	0.33	0.31	0.87	0.06	5
PUNTO 5	0.15	0.09	0.26	0.05	5
PUNTO 6	0.19	0.06	0.30	0.13	5
PUNTO 7	0.30	0.16	0.30	0.19	5
EFL.FILT.LEN.	0.19	0.05	0.26	0.10	6

Nota: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 16.77 °C y pH promedio de 7.2. Datos en reportdos en mg/L

TABLA 63 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITROGENO ORGANICO

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	43.90
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	26.92
REMOCION TOTAL	53.65



**Fig 28 Eficiencia de remoción de N-Orgánico (Sistema de filtración para agua superficial)**

TABLA 64 DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO

P U N T O S	D I A S			
	23	27	29	31
INFL.FILT.ASC.	$15 \times 10^4$	$1.25 \times 10^6$	$2.85 \times 10^5$	$13 \times 10^4$
EFL.FILT.ASC.	$6.33 \times 10^4$	$7.22 \times 10^5$	$1.70 \times 10^5$	$66 \times 10^4$
EFL.FILT.LENT.	$5.25 \times 10^4$	$6.58 \times 10^5$	$1.45 \times 10^5$	$17 \times 10^4$

Nota: Datos reportados en col/100 mL

TABLA 65 DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO

P U N T O S	D I A S			
	6	10	12	14
INFL.FILT.ASC.	$5 \times 10^4$	$2.70 \times 10^5$	$3.50 \times 10^6$	$3.0 \times 10^4$
EFL.FILT.ASC.	$58 \times 10^4$	$1.70 \times 10^5$	$1.00 \times 10^5$	$2.6 \times 10^5$
EFL.FILT.LENT.	$18 \times 10^4$	$4.40 \times 10^3$	$4.00 \times 10^3$	$8.0 \times 10^2$

Nota: Datos reportados en col/100 mL

TABLA 66 DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S				
	18	20	24	26	28
INFL.FILT.ASC.	$4.4 \times 10^5$	$7.40 \times 10^5$	$6.60 \times 10^5$	$4.5 \times 10^5$	$6.00 \times 10^5$
EFL.FILT.ASC.	$3.5 \times 10^5$	$2.50 \times 10^5$	$2.90 \times 10^5$	$6.0 \times 10^5$	$4.00 \times 10^5$
EFL.FILT.LENT.	$7.1 \times 10^3$	$5.40 \times 10^3$	$1.70 \times 10^3$	$4.0 \times 10^2$	$6.80 \times 10^2$

Nota: Datos reportados en col/100 mL

TABLA 67 DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

P U N T O S	D I A S			
	1	3	7	9
INFL.FILT.ASC.	$7.0 \times 10^4$	$5.60 \times 10^6$	$6.10 \times 10^5$	$5.2 \times 10^6$
EFL.FILT.ASC.	$2.0 \times 10^4$	$1.50 \times 10^6$	$1.30 \times 10^5$	$2.0 \times 10^4$
EFL.FILT.LENT.	$5.20 \times 10^2$	$1.00 \times 10^2$	$1.30 \times 10^2$	$5.7 \times 10^3$

Nota: Datos reportados en col/100 mL

TABLA 68 DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S			
	11	15	17	21
INFL.FILT.ASC.	$1.6 \times 10^7$	$2.10 \times 10^7$	$1.10 \times 10^7$	$1.1 \times 10^7$
EFL.FILT.ASC.	$3.0 \times 10^4$	$2.20 \times 10^5$	$1.40 \times 10^5$	$1.0 \times 10^4$
EFL.FILT.LENT.	$5.40 \times 10^3$	$9.00 \times 10^2$	$2.20 \times 10^2$	$1.9 \times 10^2$

Nota: Datos reportados en col/100 mL

TABLA 69 DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S		
	23	25	29
INFL. FILT. ASC.	$1.2 \times 10^5$	$1.80 \times 10^4$	$8.00 \times 10^4$
EFL. FILT. ASC.	$5.4 \times 10^5$	$1.00 \times 10^4$	$5.00 \times 10^3$
EFL. FILT. LENT.	$2.50 \times 10^2$	$1.80 \times 10^2$	$2.00 \times 10^1$

Nota: Datos reportados en col/100 mL

TABLA 70 DATOS DE COLIFORMES FECALES REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE

P U N T O S	D I A S	
	1	7
INFL. FILT. ASC.	-----	$2.50 \times 10^6$
EFL. FILT. ASC.	-----	$5.00 \times 10^3$
EFL. FILT. LENT.	-----	$2.00 \times 10^1$

Nota: Datos reportados en col/100 mL

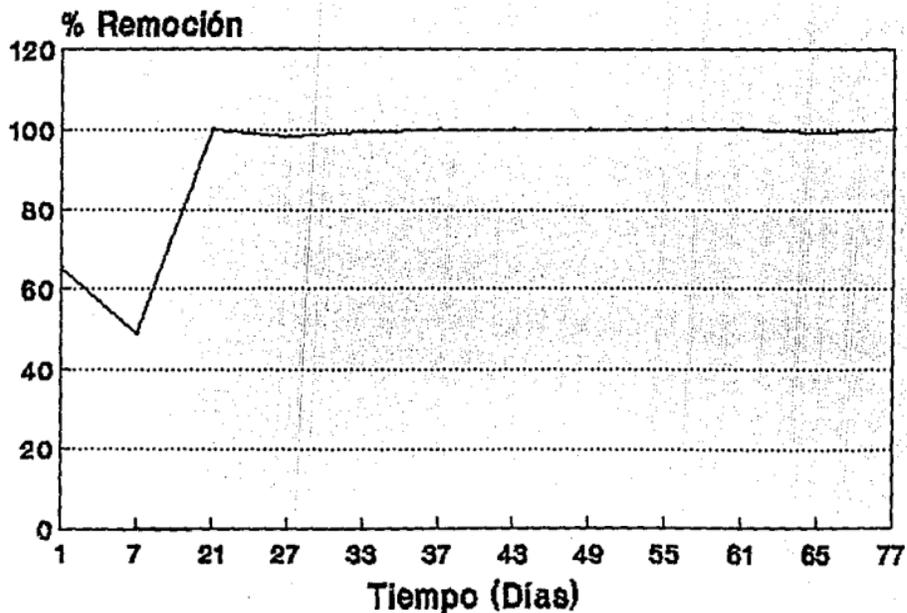
TABLA 71 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE COLIFORMES FECALES

P U N T O S	X	$\sigma_{n-1}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	$3.03 \times 10^6$	$5.14 \times 10^6$	$2.10 \times 10^7$	$1.80 \times 10^4$	25
EFL.FILT.ASC.	$2.89 \times 10^5$	$3.38 \times 10^5$	$1.50 \times 10^6$	$5.00 \times 10^3$	25
EFL.FILT.LENT	$4.97 \times 10^4$	$1.37 \times 10^5$	$6.58 \times 10^5$	$2.00 \times 10^1$	25

Nota: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 16.77 °C y pH de 7.2. Datos reportados en col/100 mL

TABLA 72 EFICIENCIAS DE REMOCION DE COLIFORMES FECALES

D E S C R I P C I O N	P O R C E N T A J E
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	90.43
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	82.83
REMOCION TOTAL	98.35



**Fig 29** Eficiencia de remoción de coliformes fecales (Sistema de filtración para agua superficial)

TABLA 73 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO

P U N T O S	DIAS			
	23	27	29	31
INFL.FILT.ASC.	-----	-----	-----	-----
EFL.FILT.ASC.	-----	-----	-----	-----
EFL.FILT.LENT.	-----	-----	-----	-----

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 74 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO

P U N T O S	DIAS								
	6	10	12	14	18	20	24	26	28
INFL.FILT.ASC	----	-----	3.40	2.97	2.11	2.68	-----	1.32	0.59
EFL.FILT.ASC	----	-----	1.50	1.76	1.42	1.14	-----	0.55	0.36
EFL.FILT.LENT	----	-----	0.36	0.31	0.51	0.22	-----	0.24	0.05

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 75 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIMBRE

P U N T O S	DIAS					
	1	3	7	9	11	15
INFL.FILT.ASC.	0.65	0.79	0.58	0.47	0.73	1.07
EFL.FILT.ASC.	0.34	0.40	0.34	0.21	0.15	2.36
EFL.FILT.LENT.	0.05	0.05	0.06	0.05	0.05	0.36

Nota: Datos reportados en mg/L

TABLA 76 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE  
EL MES DE SEPTIEMBRE  
(CONTINUACION)

PUNTOS	DIAS				
	17	21	23	25	29
INFL.FILT.ASC.	0.60	0.40	0.32	0.82	0.45
EFL.FILT.ASC.	0.24	0.29	0.15	0.27	0.17
EFL.FILT.LENTO	* MI	0.05	0.17	0.12	0.10

Nota: Datos reportados en mg/L  
\* MI- Muestra insuficiente

TABLA 77 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE  
EL MES DE OCTUBRE

P U N T O S	DIAS	
	1	7
INFL.FILT.ASC.	0.70	0.30
EFL.FILT.ASC.	0.30	0.14
EFL.FILT.LENTO	0.11	0.11

Nota: Datos reportados en mg/L

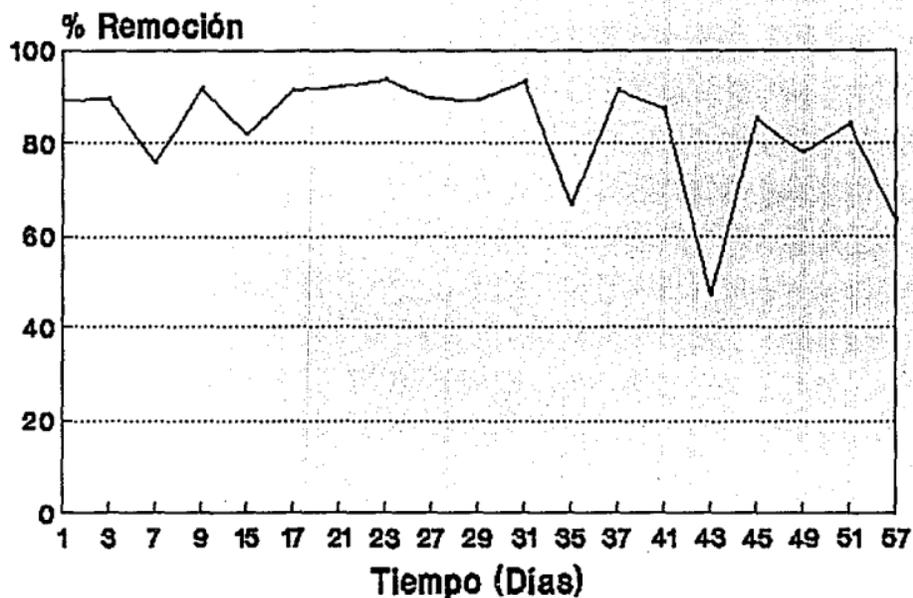
TABLA 78 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO

P U N T O S	X	$\sigma_{n-1}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	1.10	0.95	3.40	0.32	19
EFL.FILT.ASC.	0.64	0.66	2.36	0.15	19
EFL.FILT.LENT	0.17	0.14	0.51	0.05	18

Nota: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 16.77 °C y pH de 7.2. Datos reportados en mg/L

TABLA 79 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO

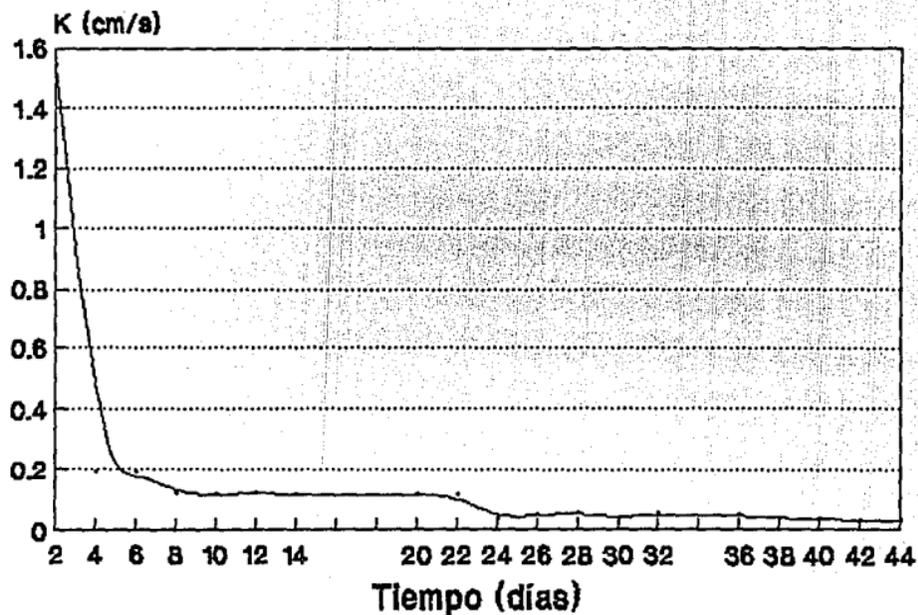
DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	42.28
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	74.05
REMOCION TOTAL	85.02



**Fig 30 Eficiencia de remoción de  
fierro (Sistema de filtración para  
agua superficial)**

TABLA 80 CALCULO DEL COEFICIENTE DE DARCY  
(SISTEMA DE FILTRACION DE AGUA SUPERFICIAL)

DIA DE OPERACION	Qs (ml/min)	Qs (m <sup>3</sup> /h)	A <sub>2</sub> (m <sup>2</sup> )	L (cm)	h (cm)	v (m/h)	L/h	K (cm/s)
1	330	0.0198	0.1134	75	0.2	0.1746	375	1.81
2	280	0.0168	0.1134	75	0.2	0.1481	375	1.54
4	330	0.0198	0.1134	75	1.9	0.1746	39.47	0.19
6	230	0.0138	0.1134	75	1.3	0.1216	57.69	0.194
8	290	0.0174	0.1134	75	2.5	0.1534	30.00	0.12
10	300	0.0180	0.1134	75	3.0	0.1587	25.00	0.11
12	320	0.0192	0.1134	75	2.8	0.1693	26.78	0.12
14	270	0.0162	0.1134	75	2.7	0.1428	27.77	0.11
16	295	0.0177	0.1134	75	2.5	0.1560	30.00	0.13
18	280	0.0168	0.1134	75	1.9	0.1481	39.47	0.16
20	210	0.0126	0.1134	75	2.0	0.1111	37.50	0.115
22	220	0.0132	0.1134	75	2.2	0.1164	34.09	0.11
24	180	0.0108	0.1134	75	5.5	0.0952	13.63	0.035
26	175	0.0105	0.1134	75	4.2	0.0925	17.85	0.045
28	190	0.0114	0.1134	75	3.9	0.1005	19.23	0.053
30	185	0.0111	0.1134	75	5.6	0.0978	13.39	0.0361
32	170	0.0102	0.1134	75	3.7	0.0899	20.27	0.050
34	165	0.0099	0.1134	75	2.3	0.0873	32.60	0.0788
36	160	0.0096	0.1134	75	3.9	0.0846	19.23	0.045
38	150	0.0090	0.1134	75	4.6	0.0793	16.30	0.0358
40	145	0.0087	0.1134	75	4.5	0.0767	16.66	0.0352
42	140	0.0084	0.1134	75	5.5	0.074	13.63	0.0277
44	138	0.00828	0.1134	75	5.7	0.073	13.15	0.0263



**Fig 31 Comportamiento del coeficiente de Darcy (Filtro Lento para agua superficial)**

### 5.1.2 Sistema de tratamiento para agua subterránea en modelos de laboratorio

En la TABLA 81 se realiza un análisis de los parámetros de operación del modelo. Con base en estos datos se obtuvo la constante de permeabilidad de Darcy y la carga hidráulica del filtro lento (FIG 32).

En la TABLA 36 se tiene el cálculo del diámetro geométrico medio de los granos de arena que se emplean como medio filtrante en el filtro lento (Análisis granulométrico, Anexo 1). A partir de la ecuación de Koseny (ecuación 11) se calcula la pérdida de carga teórica para lecho limpio de 2.346 cm y la constante de permeabilidad de Darcy de 0.1599 cm/s. Sin embargo, la pérdida de carga observada y la constante de Darcy son de 0.8 cm y 0.4691 cm/s respectivamente.

De la TABLA 82 a la 126 se muestran los datos, valores estadísticos y las eficiencias de remoción de fierro, manganeso, DQO, nitratos y turbiedad en el sistema de tratamiento de filtración ascendente y filtración lenta.

La remoción de fierro se realiza casi completamente en el filtro ascendente, al aumentar la relación C:N en 64.28, el filtro lento contribuye en mayor medida en la remoción de éste parámetro. Por otro lado, la tasa de filtración del filtro ascendente no tiene influencia alguna en la remoción de fierro.

En el filtro lento con relaciones C:N de 1.28 y 3.7 se lleva a cabo la mayor contribución de remoción de manganeso independientemente de la velocidad del filtro ascendente.

La eficiencia de remoción de nitratos en el sistema de tratamiento completo se ve incrementada a medida que aumenta la relación C:N para cualquiera de las velocidades de filtración ascendente (0.75 y 1.5 m/h).

Cuando se tienen relaciones de C:N bajas, la mayor remoción de nitratos se realiza en el filtro lento. Sin embargo cuando las relaciones de C:N se incrementan la mayor remoción se lleva a cabo en el filtro ascendente.

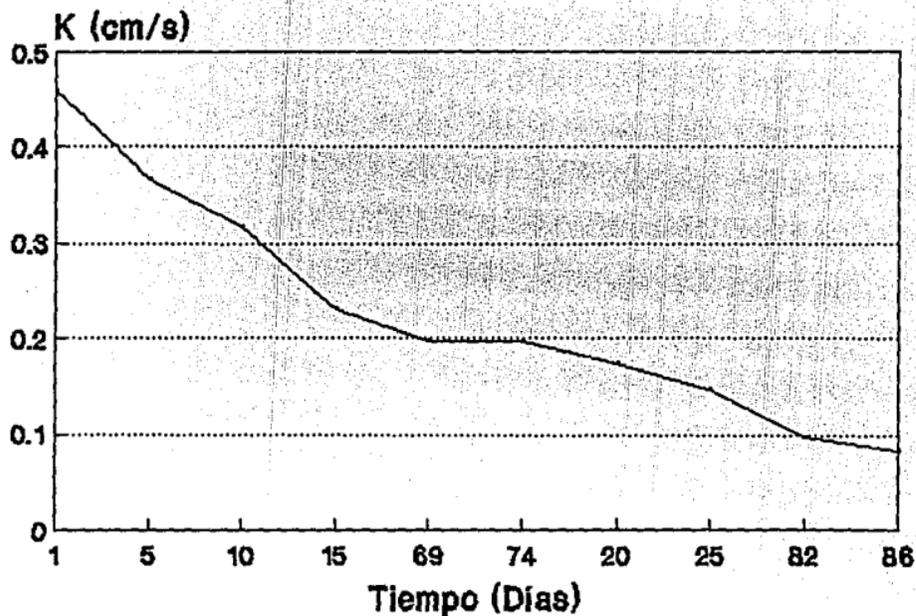
La eficiencia de remoción de turbiedad es ligeramente mayor a una velocidad de operación del filtro ascendente de 0.75 m/h (89.79 %) que a una velocidad de 1.5 m/h (84.94 %). Dada la característica de valores pequeños de turbiedad en acuíferos (< 3 UTN), es de poca importancia considerar éste parámetro en la operación del sistema.

El mantenimiento en el filtro ascendente (lavado) se realizó en un rango de 2 a 5 días operando a una velocidad de 0.75 m/h, sin embargo con velocidades de filtración de 1.5 m/h, el proceso de limpieza del filtro ascendente se realizó aproximadamente cada 20 días.

De la FIG 33 a la 38 se muestra el comportamiento de la eficiencia de remoción de los parámetros nitrato, fierro y turbiedad con respecto al tiempo.

**TABLA 81 CALCULO DEL COEFICIENTE DE DARCY  
(SISTEMA DE FILTRACION DE AGUA SUBTERRANEA)**

DIA DE OPERACION	Qs (ml/min)	Qs (m <sup>3</sup> /h)	A (m <sup>2</sup> )	L (cm)	h (cm)	v (m/h)	L/h	K (cm/s)
0	624.99	0.0375	0.2550	90	0.8	0.1470	112.5	0.4595
5	625.00	0.0375	0.2550	90	1.0	0.1470	90.0	0.3676
10	538.29	0.0322	0.2550	90	1.0	0.1266	90.0	0.3166
15	588.23	0.0352	0.2550	90	1.5	0.1384	60.0	0.2306
20	441.17	0.0264	0.2550	90	1.5	0.1038	60.0	0.1730
25	375.00	0.0225	0.2550	90	1.5	0.0883	60.0	0.1470
82	500.00	0.0300	0.2550	90	3.0	0.1176	30.0	0.0980
86	500.00	0.0300	0.2550	90	3.5	0.1176	25.7	0.0840



**Fig 32 Comportamiento del coeficiente de Darcy (Filtro Lento para agua subterránea)**

TABLA 82 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO

P U N T O S	D I A S				
	22	24	26	28	30
INFL.FILT.ASC.	2.50	-----	-----	2.74	2.05
EFL.FILT.ASC.	0.05	-----	-----	0.05	0.05
EFL.FILT.LENT.	0.05	-----	-----	0.05	0.05

Nota: Datos reportados en mg/L  
 Relación C:N = 1.28  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 83 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO

P U N T O S	D I A S				
	3	5	7	11	13
INFL.FILT.ASC.	3.00	1.80	2.40	0.24	1.69
EFL.FILT.ASC.	0.19	0.22	0.11	0.05	0.05
EFL.FILT.LENT.	0.03	0.03	0.05	0.05	0.05

Nota: Datos reportados en mg/L  
 Relación C:N = 5.75  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 84 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

P U N T O S	D I A S			
	10	12	13	14
INFL.FILT.ASC.	0.20	0.05	0.05	0.26
EFL.FILT.ASC.	0.05	0.05	0.05	0.21
EFL.FILT.LENT.	0.05	0.05	0.05	0.05

Nota: Datos reportados en mg/L  
 Relación C:N = 64.44  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 85 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE

P U N T O S	D I A S			
	2	3	7	8
INFL.FILT.ASC.	0.30	-----	0.61	2.98
EFL.FILT.ASC.	0.25	-----	0.23	0.39
EFL.FILT.LEN.	0.05	-----	0.05	0.05

Nota: Datos reportados en mg/L  
 Relación C:N = 3.70  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 85 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S			
	9	14	15	19
INFL.FILT.ASC.	-----	0.44	-----	-----
EFL.FILT.ASC.	-----	0.22	-----	-----
EFL.FILT.LENT.	-----	0.05	-----	-----

Nota: Datos reportados en mg/L  
 Relación C:N = 3.70  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 85 DATOS DE FIERRO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S		
	20	21	22
INFL.FILT.ASC.	0.58	-----	0.80
EFL.FILT.ASC.	0.19	-----	0.26
EFL.FILT.LENT.	0.05	-----	0.05

Nota: Datos reportados en mg/L  
 Relación C:N = 3.70  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 86 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO  
(C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	2.43	0.35	274.00	2.05	3
EFL.FILT.ASC.	0.05	0.00	0.05	0.05	3
INFL.FILT.LEN	0.05	0.00	0.05	0.05	3
EFL.FILT.LENT	0.05	0.00	0.05	0.05	3

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio  
19.5 C y pH promedio de 6.89

TABLA 87 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO  
(C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h )

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	97.94
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	0.00
REMOCION TOTAL	97.94

TABLA 88 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO  
(C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	1.83	1.03	3.00	1.69	5
EFL.FILT.ASC.	0.12	7.86	0.22	0.05	5
INFL.FILT.LEN	0.12	7.86	0.22	0.05	5
EFL.FILT.LENT	0.04	0.01	0.05	0.03	5

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio  
19.5 C y pH promedio de 6.89

TABLA 89 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO  
(C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h )

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	93.44
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	66.67
REMOCION TOTAL	97.81

TABLA 90 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO  
(C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h)

PUNTOS	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	0.14	0.12	0.26	0.05	4
EFL.FILT.ASC.	0.09	0.08	0.21	0.05	4
INFL.FILT.LEN	0.09	0.08	0.21	0.05	4
EFL.FILT.LENT	0.05	0.00	0.05	0.05	4

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio  
19.5°C y pH promedio de 6.89

TABLA 91 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO  
(C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h )

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	35.71
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	44.44
REMOCION TOTAL	64.28

TABLA 92 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE FIERRO  
(C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$S\bar{x}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	0.95	1.00	2.98	0.30	6
EFL.FILT.ASC.	0.25	0.07	0.39	0.19	6
INFL.FILT.LEN	0.25	0.07	0.39	0.19	6
EFL.FILT.LENT	0.05	0.00	0.05	0.05	6

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio  
18.25°C y pH promedio de 6.77

TABLA 93 EFICIENCIAS DE REMOCION DE FIERRO  
(C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h )

D E S C R I P C I O N	P O R C E N T A J E
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	76.68
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	80.00
REMOCION TOTAL	94.73

TABLA 94 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO

P U N T O S	D I A S				
	22	24	26	28	30
INFL.FILT.ASC.	-----	-----	-----	12.00	12.00
EFL.FILT.ASC.	-----	-----	-----	8.00	9.00
EFL.FILT.LENT.	-----	-----	-----	5.00	4.00

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 1.28  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 95 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO

P U N T O S	D I A S				
	3	5	7	11	13
INFL.FILT.ASC.	3.30	24.60	12.00	23.00	11.00
EFL.FILT.ASC.	3.30	4.60	3.00	6.00	7.00
EFL.FILT.LENT.	0.20	2.30	3.00	1.00	2.00

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 5.75  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 96 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

P U N T O S	D I A S			
	8	10	13	14
INFL.FILT.ASC.	16.00	14.00	-----	15.00
EFL.FILT.ASC.	5.00	5.00	-----	14.00
EFL.FILT.LENT.	1.00	7.00	-----	3.00

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 64.44  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 97 DATOS DE DQO REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE

P U N T O S	D I A S		
	20	21	22
INFL.FILT.ASC.	10.60	-----	10.57
EFL.FILT.ASC.	9.30	-----	3.59
EFL.FILT.LENT.	4.30	-----	1.13

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 3.70  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 98 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO.  
 (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	12.00	0.00	12.00	12.00	2
EFL.FILT.ASC.	8.50	0.71	9.00	8.00	2
INFL.FILT.LEN	8.50	0.71	9.00	8.00	2
EFL.FILT.LENT	4.50	0.71	5.00	4.00	2

NOTA: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 19.57 °C y pH promedio de 6.89.

TABLA 99 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO  
 (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h )

D E S C R I P C I O N	P O R C E N T A J E
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	29.17
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	47.06
REMOCION TOTAL	62.50

TABLA 100 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO  
(C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	14.78	8.91	24.60	3.30	5
EFL.FILT.ASC.	4.78	1.72	7.00	3.00	5
INFL.FILT.LEN	4.78	1.72	7.00	3.00	5
EFL.FILT.LENT	1.70	1.10	3.00	0.20	5

NOTA: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 19.57°C y pH promedio de 6.89.

TABLA 101 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO  
(C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h )

D E S C R I P C I O N	P O R C E N T A J E
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	67.66
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	64.44
REMOCION TOTAL	88.50

TABLA 102 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO  
(C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	15.00	1.00	16.00	14.00	3
EFL.FILT.ASC.	8.00	5.20	14.00	5.00	3
INFL.FILT.LEN	8.00	5.20	14.00	5.00	3
EFL.FILT.LENT	3.67	3.05	7.00	1.00	3

NOTA: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 19.57°C y pH promedio de 6.89.

TABLA 103 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO  
(C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h.)

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	46.67
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	55.24
REMOCION TOTAL	75.53

TABLA 104 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE DQO  
(C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h)

PUNTOS	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	10.56	0.02	10.60	10.57	2
EFL.FILT.ASC.	6.45	4.04	9.30	3.59	2
INFL.FILT.LEN	6.45	4.04	9.30	3.59	2
EFL.FILT.LENT	2.71	2.24	4.30	1.13	2

NOTA: Valores obtenidos a una temperatura promedio de 18.25°C y pH promedio de 6.77.

TABLA 105 EFICIENCIAS DE REMOCION DE DQO  
(C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h)

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	38.92
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	57.98
REMOCION TOTAL	74.34

TABLA 106 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE JULIO

P U N T O S	DIAS				
	22	24	26	28	30
INFL.FILT.ASC.	182.60	60.80	68.20	75.70	65.80
EFL.FILT.ASC.	175.70	48.00	57.70	63.20	26.10
EFL.FILT.LENT.	100.70	38.60	40.30	57.60	24.90

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 1.28  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 107 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE AGOSTO

P U N T O S	DIAS				
	3	5	7	11	13
INFL.FILT.ASC.	15.10	13.90	9.30	15.50	-----
EFL.FILT.ASC.	5.90	11.50	3.10	10.30	-----
EFL.FILT.LENT.	5.90	10.50	2.70	8.40	-----

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 5.75  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 108 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE SEPTIEMBRE

P U N T O S	DIAS			
	10	12	13	14
INFL.FILT.ASC.	4.40	2.00	9.30	15.10
EFL.FILT.ASC.	0.20	0.00	3.10	5.90
EFL.FILT.LENT.	0.20	0.00	2.70	5.90

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 64.44  
 Velocidad de filtrado = 0.75 m/h

TABLA 109 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE

P U N T O S	D I A S			
	2	3	7	8
INFL.FILT.ASC.	3.00	6.90	11.40	-----
EFL.FILT.ASC.	----	6.60	9.50	-----
INFL.FILT.LEN.	2.90	6.20	9.30	-----
EFL.FILT.LENT.	2.40	4.10	8.10	-----

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 3.70  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 109 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S			
	9	14	15	19
INFL.FILT.ASC.	14.40	34.20	21.20	10.20
EFL.FILT.ASC.	12.30	14.70	16.80	9.00
INFL.FILT.LEN.	9.80	12.80	13.60	8.70
EFL.FILT.LENT.	7.60	9.00	10.90	7.70

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 3.70  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 109 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S		
	20	21	22
INFL.FILT.ASC.	24.40	12.20	-----
EFL.FILT.ASC.	22.00	10.60	-----
INFL.FILT.LEN.	22.40	10.20	-----
EFL.FILT.LENT.	20.20	7.80	-----

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 3.70  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 109 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S			
	23	24	26	27
INFL.FILT.ASC.	32.10	35.80	35.80	----
EFL.FILT.ASC.	18.90	15.30	34.00	----
INFL.FILT.LEN.	16.40	14.10	-----	----
EFL.FILT.LENT.	12.50	13.50	16.50	----

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 7.40  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 109 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE OCTUBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S		
	28	30	31
INFL.FILT.ASC.	14.30	29.30	-----
EFL.FILT.ASC.	11.90	10.90	-----
INFL.FILT.LEN.	11.50	10.60	-----
EFL.FILT.LENT.	8.60	8.80	-----

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 7.40  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 110 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE NOVIEMBRE

P U N T O S	D I A S				
	2	3	6	7	8
INFL.FILT.ASC.	25.20	34.50	6.70	6.70	19.20
EFL.FILT.ASC.	11.60	32.90	5.50	6.70	15.40
INFL.FILT.LEN.	9.80	32.50	5.10	6.20	12.20
EFL.FILT.LENT.	6.50	20.80	2.20	5.50	8.90

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 7.40  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 110 DATOS DE NITRATOS REPORTADOS POR EL LABORATORIO DURANTE EL MES DE NOVIEMBRE (CONTINUACION)

P U N T O S	D I A S				
	9	10	11	12	13
INFL.FILT.ASC.	40.80	15.80	16.80	25.50	10.50
EFL.FILT.ASC.	29.40	10.30	10.40	14.30	7.80
INFL.FILT.LEN.	24.40	9.30	9.90	12.70	7.50
EFL.FILT.LENT.	18.00	9.10	8.60	10.80	7.20

Nota: Los datos están en mg/L  
 Relación C:N = 7.40  
 Velocidad de filtrado = 1.50 m/h

TABLA 111 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$S\bar{X}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	90.62	51.60	182.60	60.80	5
EFL.FILT.ASC.	74.14	58.51	175.70	26.10	5
INFL.FILT.LEN	74.14	58.51	175.70	26.10	5
EFL.FILT.LENT	52.42	29.38	100.70	24.90	5

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio de 19.57° C y pH promedio de 6.89.

TABLA 112 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS (C:N = 1.28 ; V = 0.75 m/h )

D E S C R I P C I O N	P O R C E N T A J E
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	18.21
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	29.03
REMOCION TOTAL	42.15

TABLA 113 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS  
(C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	13.45	2.85	15.50	9.30	4
EFL.FILT.ASC.	7.70	3.90	11.50	3.10	4
INFL.FILT.LEN	7.70	3.90	11.50	3.10	4
EFL.FILT.LENT	6.88	3.36	10.50	2.70	4

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio de 19.57° C y pH promedio de 6.89.

TABLA 114 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS  
(C:N = 5.75 ; V = 0.75 m/h )

D E S C R I P C I O N	P O R C E N T A J E
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	42.75
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	10.65
REMOCION TOTAL	48.85

TABLA 115 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS  
(C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	7.70	5.79	15.10	2.00	4
EFL.FILT.ASC.	2.30	2.79	5.90	0.00	4
INFL.FILT.LEN	2.30	2.79	5.90	0.00	4
EFL.FILT.LENT	2.20	2.76	5.90	0.00	4

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio de 19.57° C y pH promedio de 6.89.

TABLA 116 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS  
(C:N = 64.44 ; V = 0.75 m/h )

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	70.13
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	4.35
REMOCION TOTAL	71.43

TABLA 117 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS  
(C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h)

PUNTOS	$\bar{X}$	$\bar{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	15.32	9.67	34.20	3.00	9
EFL.FILT.ASC.	12.69	4.97	22.00	6.60	8
INFL.FILT.LEN	10.66	5.45	22.40	2.90	9
EFL.FILT.LENT	8.64	5.02	20.20	2.40	9

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio de 18.25°C y pH promedio de 6.77.

TABLA 118 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS  
(C:N = 3.70 ; V = 1.50 m/h )

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	17.17
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	18.95
REMOCION TOTAL	43.60

TABLA 119 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE NITRATOS  
(C:N = 7.40 ; V = 1.50 m/h)

P U N T O S	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	23.27	11.27	40.80	6.70	15
EFL.FILT.ASC.	15.69	9.22	34.00	5.50	15
INFL.FILT.LEN	13.01	7.36	32.50	5.10	14
EFL.FILT.LENT	10.50	4.98	20.80	2.20	15

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio de 18.25°C y pH promedio de 6.77.

TABLA 120 EFICIENCIAS DE REMOCION DE NITRATOS  
(C:N = 7.40 ; V = 1.50 m/h )

D E S C R I P C I O N	P O R C E N T A J E
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	32.57
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	19.29
REMOCION TOTAL	54.87

TABLA 121 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU  
PRIMERA FASE

PUNTOS	DIAS DE OPERACION				
	1	5	10	15	20
INFL.FILT.ASC.	7.28	7.70	3.63	2.40	2.19
EFL.FILT.ASC.	-----	-----	-----	-----	-----
INFL.FILT.LEN.	4.32	1.00	1.02	0.64	0.60
EFL.FILT.LENT.	0.57	0.80	0.48	0.38	0.31

Nota: Los datos están en mg/L

TABLA 121 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU  
PRIMERA FASE  
(CONTINUACION)

PUNTOS	DIAS DE OPERACION				
	30	35	40	45	50
INFL.FILT.ASC.	2.50	4.50	4.40	4.76	3.00
EFL.FILT.ASC.	-----	-----	-----	-----	-----
INFL.FILT.LEN.	0.51	0.69	0.48	1.18	1.80
EFL.FILT.LENT.	0.23	0.17	0.52	0.32	0.38

Nota: Los datos están en mg/L

**TABLA 121 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU  
 PRIMERA FASE  
 (CONTINUACION)**

P U N T O S	D I A S	
	55	60
INFL.FILT.ASC.	2.64	1.98
EFL.FILT.ASC.	-----	1.22
INFL.FILT.LENTO	1.43	1.81
EFL.FILT.LENTO.	0.27	0.44

Nota: Los datos están en mg/L

TABLA 122 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU  
SEGUNDA FASE

PUNTOS	DIAS DE OPERACION				
	1	5	10	15	20
INFL.FILT.ASC.	4.15	4.80	4.61	2.12	3.89
EFL.FILT.ASC.	2.87	1.54	1.80	0.95	1.63
INFL.FILT.LEN.	2.57	1.47	1.77	0.94	1.45
EFL.FILT.LENT.	0.43	0.43	0.42	0.46	0.37

Nota: Los datos están en mg/L

TABLA 122 DATOS DE TURBIEDAD DETERMINADOS IN SITU  
SEGUNDA FASE  
(CONTINUACION)

PUNTOS	DIAS DE OPERACION				
	25	30	35	40	45
INFL.FILT.ASC.	3.32	3.82	3.27	2.32	6.16
EFL.FILT.ASC.	-----	3.12	2.20	1.28	3.95
INFL.FILT.LEN.	2.56	2.40	2.02	1.20	3.55
EFL.FILT.LENT.	0.47	1.09	0.64	0.47	1.10

Nota: Los datos están en mg/L

TABLA 123 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE TURBIEDAD (UTN)

PUNTO	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	3.92	1.92	7.28	1.98	12
EFL.FILT.ASC.	1.29	1.06	4.32	0.48	1
INFL.FILT.LEN.	1.29	1.06	4.32	0.48	12
EFL.FILT.LENT	0.40	0.17	0.80	17.00	12

NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio de 19.57 °C  
y pH promedio de 6.89 a una velocidad de 0.75 m/h.

TABLA 124 EFICIENCIAS DE REMOCION DE TURBIEDAD

DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	67.09
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	68.99
REMOCION TOTAL	89.79

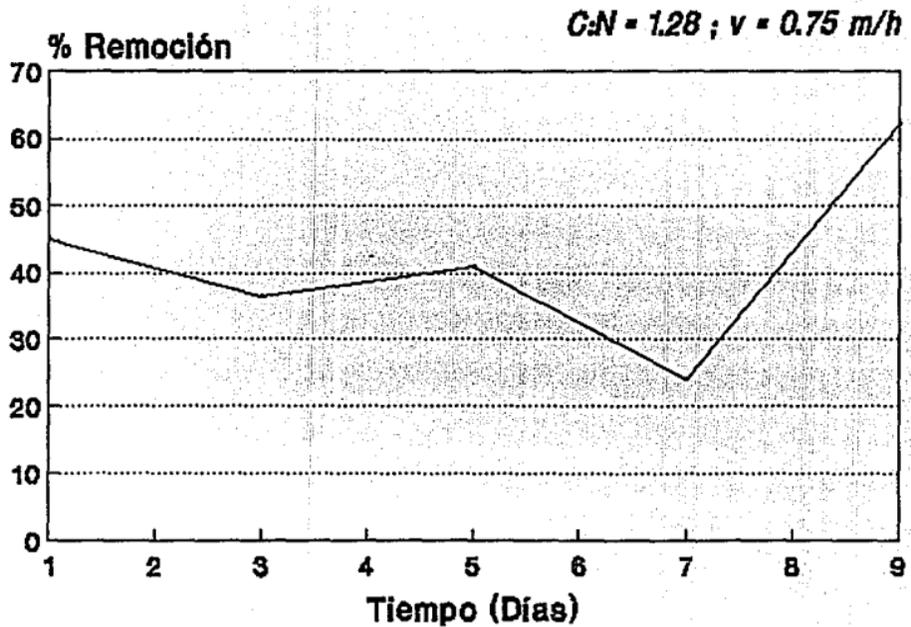
TABLA 125 VALORES ESTADISTICOS DE LOS DATOS DE TURBIEDAD (UTN)

PUNTO	$\bar{X}$	$\overline{Sx}$	MAXIMO	MINIMO	N
INFL.FILT.ASC	3.85	1.19	6.16	2.12	10
EFL.FILT.ASC.	2.15	0.98	3.95	0.95	9
INFL.FILT.LEN.	1.99	0.79	3.55	0.94	10
EFL.FILT.LENT	0.58	0.27	1.10	0.37	10

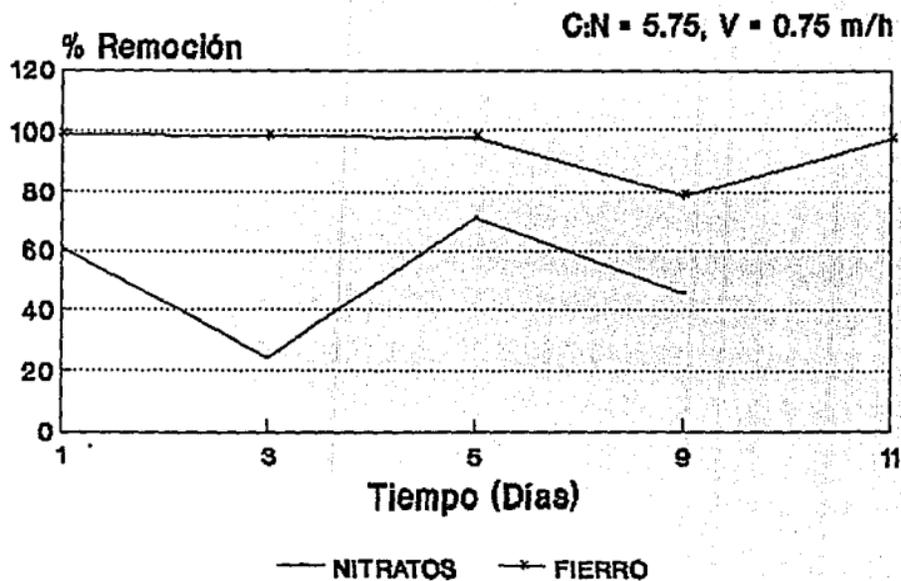
NOTA : Valores obtenidos a una temperatura promedio de 18.25 °C y pH promedio de 6.77 a una velocidad de 1.50 m/h.

TABLA 126 EFICIENCIAS DE REMOCION DE TURBIEDAD

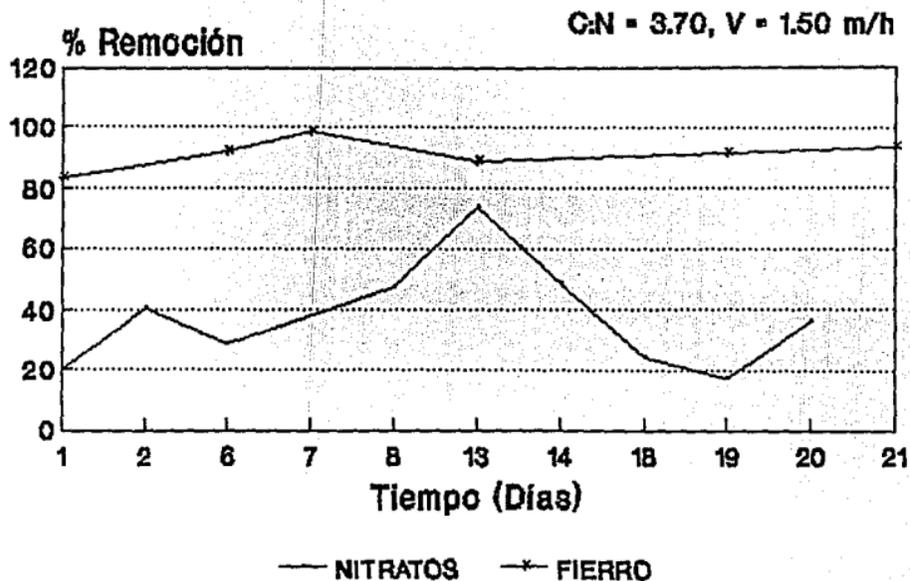
DESCRIPCION	PORCENTAJE
REMOCION EN EL FILTRO ASCENDENTE	44.15
REMOCION EN EL FILTRO LENTO	70.85
REMOCION TOTAL	84.94



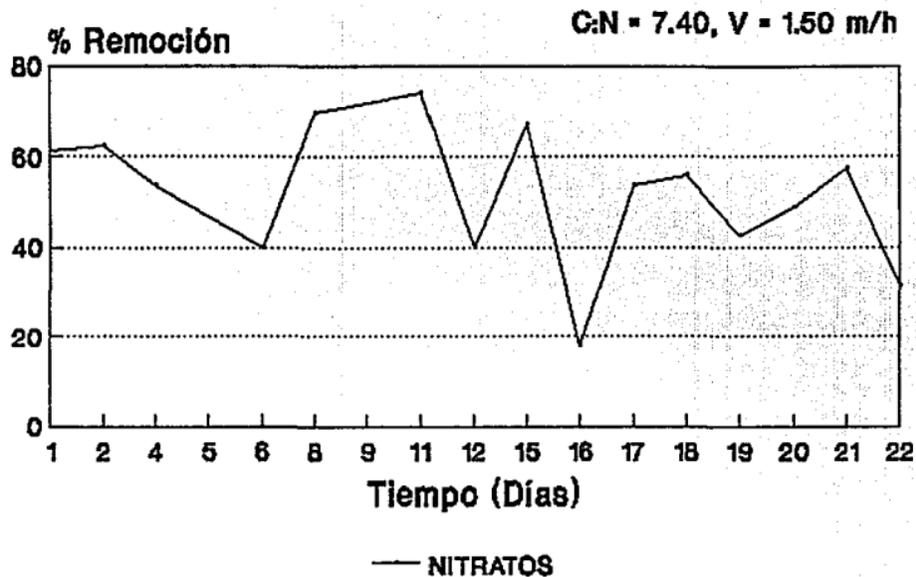
**Fig 33 Eficiencia de remoción de nitratos (Sistema de filtración para agua subterránea)**



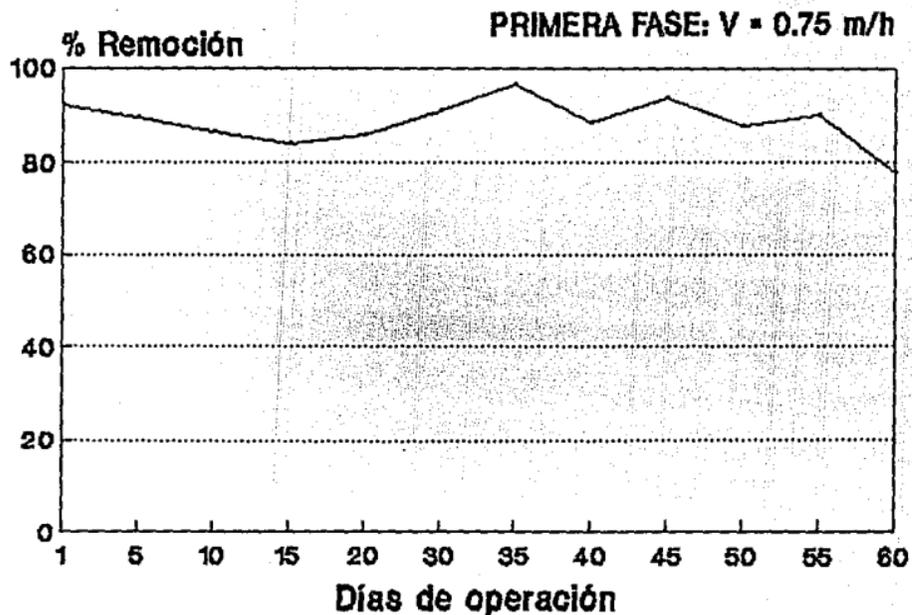
**Fig 34 Eficiencias de remoción de nitratos y fierro (Sistema de filtración para agua subterránea)**



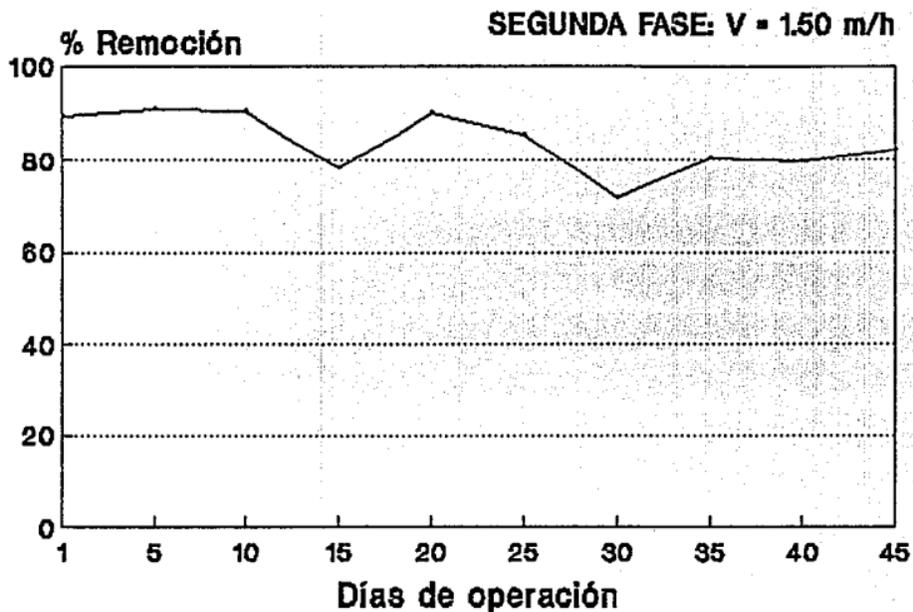
**Fig 35** Eficiencias de remoción de nitratos y fierro (Sistema de filtración para agua subterránea)



**Fig 36 Eficiencia de remoción de  
nitratos (Sistema de filtración  
para agua subterránea)**



**Fig 37 Eficiencia de remoción de  
Turbiedad (Sistema de filtración  
para agua subterránea)**



**Fig 38 Eficiencia de remoción de  
Turbiedad (Sistema de filtración  
para agua subterránea)**

# CONCLUSIONES

## 6 CONCLUSIONES

1. En México hay un total de 35 sistemas de filtración lenta, no obstante de estos sistemas, ninguno de ellos cumple con las características de diseño, operación y mantenimiento de la filtración lenta en arena.

2. Los resultados del modelo de filtración lenta en arena sin pre-tratamiento, muestran una reducción en tres unidades logarítmicas de coliformes fecales, esto indica que puede ser utilizado directamente con agua que no sobrepase la norma establecida para este parámetro (1,000 NMP/ 100 mL). Sin embargo, no es aconsejable aplicarse a aguas con turbiedad superior o cercana a 20 UTN.

3. El sistema de tratamiento para agua superficial a nivel laboratorio reduce en cuatro unidades logarítmicas la contaminación fecal. Se obtuvo mayor eficiencia en la remoción de color a la reportada en las normas internacionales. Este sistema presenta altas eficiencias de remoción de fierro, materia orgánica y nitrogenada.

4. La operación del filtro ascendente del sistema de tratamiento para agua subterránea a 0.75 m/h o 1.5 m/h no afecta en la remoción de turbiedad, fierro, DQO y nitratos. Sin embargo, a 0.75 m/h la carrera del filtro es más corta (2 a 5 días) que a una velocidad de 1.5 m/h (aproximadamente 20 días), al considerar aspectos de operación y mantenimiento es preferible trabajar el filtro ascendente a 1.5 m/h.

# RECOMENDACIONES

---

## 7 RECOMENDACIONES

1. Adaptar y desarrollar la tecnología de pre-tratamientos y filtración lenta en pequeñas comunidades de México, donde las consideraciones fundamentales de diseño son bajos costos, fácil operación y mantenimiento y remoción de microorganismos patógenos.

2. Se recomienda la filtración lenta con pre-tratamientos como una tecnología para la potabilización del agua de fuentes de abastecimiento de canal y río, con turbiedades mayores a 200 UTN y ligeramente contaminada de materia fecal.

3. Evaluar y rehabilitar los filtros lentos existentes en la República Mexicana.

5. Elaborar un manual de diseño, construcción, operación y mantenimiento de pre-tratamientos y filtros lentos.

# BIBLIOGRAFIA

---

## BIBLIOGRAFIA

- Arboleda J., Vargas F. and Correal H, "Manual de tratamiento de aguas potables". Comisión Administradora, Programa de Educación, Caracas Venezuela, 1969.
- AWWA, "Water treatment plant design", McGraw Hill Publishing Co., USA, Second edition, 1990, 598 pp.
- Barnes D. y Bliss P.J., "Biological control of nitrogen in wastewater treatment", E. & F. N. Spon LTD, First edition, 1983, 146 pp.
- Bayona M. H., "Características fisicoquímicas del agua", Programa Regional OPS/EHP/CEPIS de Control de Calidad del Agua para Consumo Humano, Módulo 2.3, Submódulo 2.3.4, Perú, 1981, pp. 1-21.
- Bouwer J. E. and Crowe P. B., "Biological processes in drinking water treatment", AWWA, USA, 1988, pp. 82-93.
- Box G. E. P., Hunter W. G. and Hunter J. S., "Statistics for experimenters", New York, John Wiley, 1978, 1a. ed., 535 pp.
- CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería y Ciencias del Ambiente), "Filtración", Evaluación de plantas de tratamiento de agua, Tomo I, Perú, 1984, pp. 170-261.
- Chow V. T., "Open channel hydraulics", Japan, McGraw Hill Book Company, 20 ed. 1973, 680 pp.
- CINARA (Centro Inter-Regional de Abastecimiento y Remoción de Agua), "Proyecto integrado de investigación y demostración en filtración lenta en arena", Informe Final, versión resumida, Cali, Colombia, 1989, 48 pp.
- CIR (Centro Internacional de Agua y Saneamiento), "Filtración lenta en arena", Sistemas de Abastecimiento de Agua para Pequeñas Comunidades, Núm. 18, Perú, 1988, pp. 209-223.
- CNA (Comisión Nacional del Agua), "Inventario nacional de plantas potabilizadoras con sistemas de filtración lenta", 1992.
- Cox D. R., "Planning of experiments", New York, John Wiley, 1a. Ed., 1958, 637 pp.
- Degremont, "Manual Técnico del Agua", Cuarta edición, 1979.

- Diario Oficial de la Federación, "Reglamento de la Ley General de Salud en Materia de Control Sanitario de Actividades, Establecimientos, Productos y Servicios", 1988, pp. 26-27.
- Di Bernardo L, "Evaluación de plantas de tratamiento de agua : Filtración" , Tomo I, BID, OPS, OMS, Perú, 1984 pp 178-268
- Dood D. J. R. y Bone D. H., "Nitrate reduction by denitrifying bacteria single and two stage continuous flow reactors", Water Research, Vol. 9, Great Britain, 1975, pp. 323-328.
- Environmental Protection Agency (EPA), "Process design manual for nitrogen control" , US EPA, Washington, D.C., 1975 .
- Fair G. M., Geyer J. C. y Okun D. A., "Ingeniería Sanitaria y de aguas residuales", México, Limusa, 1987, 1a. ed., 764 pp.
- Galvis G., Visscher T. J. y Lloyd B., "Sobreponiéndose a las limitaciones de calidad del agua con el concepto Multi-Barrera: Una experiencia en Colombia", Conferencia dictada en la Universidad de New Hampshire, Durhham, New Hampshire, 1991, 23 pp.
- Gaudy and Gaudy, "Microbiology for environmental scientists and engineers", U. S., Mc Graw Hill Book Company, 1a ed., 1981, 367 pp.
- Gayle B. P., Boardman G. D., Sherrard J. H. and Benoit R. E., "Biological denitrification of water", Journal of Environmental Engineering, Vol. 115, No. 5, October, 1989, pp. 930-943.
- Giles V. R., "Mecánica de los fluidos e hidráulica" ,Serie Schaum, McGraw Hill, México, segunda edición, 1969, 273 pp.
- Graham N. J. D., "Slow sand filtration: Recent development in water treatment technology", New York, John Wiley, 1988, 1a. ed., 413 pp.
- Howard K. W. F., "Denitrification in a major limestone aquifer", Journal of Hidrology, Vol. 76, Holland, 1985, pp. 265-280.
- IMCYC, (Instituto Mexicano de la Construcción y el Concreto), "Reglamento de construcción de concreto reforzado", México, 1989, 245 pp.
- López J., "Evaluación económica", México, McGraw Hill, 1975, 1a ed., 189 pp.
- Logsdon G. and Fox K., "Slow sand filtration in the United States" Slow sand filtration: Recent developments in water treatment technology. Graham N. J. D., New York, John Wiley, 1988, 1a. Ed., pp 29-45.

- Logsdon G., SorgT., and Clark R., "Capability and cost of treatment technologies for small systems", Journal AWWA, Vol. 82, Núm. 6, U. S., 1990, pp. 60-66.
- Lloyd B., Pardon M and Wheeler D., " The performance of slow sand filters in Perú" en Slow Sand Filtration: Recent Developments in water Treatment Technology, New York, John Wiley, 1988, 1a. ed., pp. 393-411.
- MacDonald D. V., "Denitrification by an expanded bed biofilm reactor", JWPCF, Vol. 62, Núm. 6, U. S., 1990, pp. 796-802.
- Montgomery D. C. "Design and analysis of experiments", New York, John Wiley, 1984, 2a. ed., 480 pp.
- Montgomery M. J., "Water treatment, principles and design", New York, John Wiley, 1985, 1a. ed., 858 pp.
- OPS, "Nitratos, nitritos y compuestos de N-nitroso", Criterios de Salud Ambiental 5, Publicación Científica No. 394, Washington, D.C., 1980, 109 pp.
- PCA, (Portland cement association), "Concrete Information Portland Cement", U.S., 1951, 100 pp.
- Richard L. S. and Duff H. J., "Denitrification in a sand and gravel aquifer", Applied and Environmental Microbiology, Vol. 54, No. 5, USA, 1987, pp. 1071-1078.
- Schippers J. C. and Kruihof J. C., "Removal of nitrate by slow sulphur/limestone filtration", Aqua, No. 5, England, 1987, pp. 274-280.
- Shammas N., "Interactions of temperature, pH and biomass on the nitrification process" , Journal of Water Pollution Control Federation, Vol. 58, No. 1, 1986, pp. 52-59 .
- Sharma B and Alhert R.C., "Nitrification and nitrogen removal", Water Research, Vol. 11, 1977, pp. 897-925 .
- Soares M. I., Belkin S. and Abeliovich A., "Biological groundwater denitrification: Laboratory studies", Water Scientists Technology, Vol. 20, No. 3, England, 1988, pp. 189-195.
- Sotelo G., "Hidráulica general", Ed. Limusa, Primera edición, México, 1976, 560 pp.
- "Standard Methods for examination water and wastewater", 17th Ed. APHA, AWWA, WPCF, Washington D.C., 1989.

Stenstrom M and Poduska R., "The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification", Water Research, Vol. 14, 1980, pp. 643-649

Tchobanoglous G and Schroeder E, "Water quality" , Addison-Wesley Publishing Co., Reprinted, 1987 .

Universidad Autónoma de Sinaloa, "Universidad realidad regional", México, Plan Universitario de Desarrollo, 1990, 567 pp.

Visscher J.T., "Slow sand Filtration: Design, Operation and Maintenance", Journal AWWA, U.S., 1990pp. 67-71.

Weber W. J. Jr., "Physicochemical processes for water quality control", New york, John Wiley, 1972, 1a. ed., 253 pp.

# ANEXO 1

ANEXO 1 BASE DE CALCULO DE DISEÑO Y OPERACION DE MODELOS A ESCALA LABORATORIO

A1.1 Modelos a escala laboratorio

A1.1.1 Filtración gruesa ascendente y filtración lenta para agua superficial

A1.1.1.1 Cálculo del área del filtro lento

$$A_{r1} = \frac{\pi (D_{r1})^2}{4} \quad (1)$$

donde

$A_{r1}$ : Area del filtro lento  
 $D_{r1}$ : Diámetro del filtro lento

$$\text{Diámetro del filtro lento } (D_{r1}) = 0.38 \text{ m}$$

De la ecuación (1)

$$A_{r1} = 0.1134 \text{ m}^2$$

A1.1.1.2 Cálculo del área del filtro ascendente

$$A_{ra} = \frac{\pi (D_{ra})^2}{4} \quad (2)$$

donde

$A_{ra}$ : Area del filtro ascendente  
 $D_{ra}$ : Diámetro del filtro ascendente

$$\text{Diámetro del filtro ascendente } (D_{ra}) = 0.19 \text{ m}$$

De la ecuación (2)

$$A_{ra} = 0.0283 \text{ m}^2$$

### A1.1.1.3 Cálculo del gasto

$$Q = V_r A_{ra} \quad (3)$$

donde

Q: Gasto del filtro grueso ascendente  
 $V_r$ : Velocidad de filtrado (0.75 m/h)  
 $A_{ra}$ : Área del filtro ascendente

$$Q = V_r A_{ra} = (0.75 \text{ m/h}) (0.0283 \text{ m}^2)$$

$$Q = 0.0212 \text{ m}^3/\text{h} = 21.2 \text{ L/h}$$

$$V_{r1} = \frac{Q}{A_{r1}} \quad (4)$$

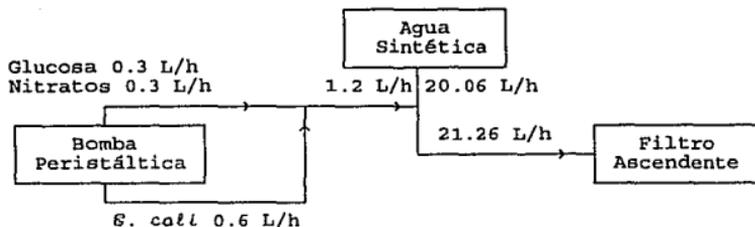
donde

$V_{r1}$ : Velocidad del filtro lento  
 Q: Gasto del filtro lento  
 $A_{r1}$ : Área del filtro lento

De la ecuación (4)

$$V_{r1} = 0.1875 \text{ m/h}$$

### A1.1.1.4 Balance de materia



### A1.1.1.5 Cálculo de las concentraciones de nitrato glucosa

#### a) Nitratos

$$C_1 Q_1 + C_2 Q_2 = C_t Q_t \quad (5)$$

donde

- C<sub>1</sub>: Concentración de nitratos en el agua de alimentación
- Q<sub>1</sub>: Gasto de alimentación de agua sintética
- C<sub>2</sub>: Concentración de nitratos preparada
- Q<sub>2</sub>: Gasto de alimentación de nitratos, glucosa y *S. coli*
- C<sub>t</sub>: Concentración de nitratos esperada en el infuente
- Q<sub>t</sub>: Gasto total influente al filtro grueso ascendente

De la ecuación (5)

$$\begin{aligned} (0.01 \text{ mg/L}) (20.06 \text{ L/h}) + (1.2 \text{ L/h}) (X) &= (21.26 \text{ L/h}) (30 \text{ mg/L}) \\ 0.2006 \text{ mg/h} + (1.2 \text{ L/h}) (X) &= 637.8 \text{ mg/h} \\ X &= 531.33 \text{ mg/L} \end{aligned}$$

Se requiere de 531.33 mg/L de NO<sub>3</sub> en un flujo de 1.2 L/h para obtener 30 mg/L en un flujo de 21.26 L/h

Una cantidad de 0.7218 g de KNO<sub>3</sub> al ser diluida en 1 L de agua destilada, cada mL contiene 100 µg de NO<sub>3</sub> (Standar Methodos, 1989).

Por lo tanto tenemos las siguientes relaciones

$$\begin{array}{l} 0.7218 \text{ g} \text{ ————— } 1000 \text{ mL} \text{ ————— } 1 \text{ mL} \text{ ————— } 100.00 \text{ µg} \\ X \text{ g} \text{ ————— } 1000 \text{ mL} \text{ ————— } 1 \text{ mL} \text{ ————— } 531.33 \text{ µg} \end{array}$$

X = 3.835 g de KNO<sub>3</sub> por litro

#### b) Glucosa

$$C_1 Q_1 + C_2 Q_2 = C_t Q_t \quad (6)$$

donde

- C<sub>1</sub>: Concentración de glucosa en el agua de alimentación
- Q<sub>1</sub>: Gasto de alimentación de agua sintética
- C<sub>2</sub>: Concentración de glucosa preparada
- Q<sub>2</sub>: Gasto de alimentación de nitratos, glucosa y *E. coli*
- C<sub>t</sub>: Concentración de glucosa esperada en el infuente
- Q<sub>t</sub>: Gasto total influente al filtro grueso ascendente

De la ecuación (6)

$$(0.01 \text{ mg/L})(20.06 \text{ L/h}) + (1.2 \text{ L/h})(X) = (21.26 \text{ L/h})(15 \text{ mg/L})$$
$$0.2006 \text{ mg/h} + (1.2 \text{ L/h})(X) = 318.9 \text{ mg/h}$$

$$X = 265.58 \text{ mg/L}$$

Se requiere de 0.2655 g de glucosa por litro en un flujo de 1.2 L/h, para obtener una concentración de 15 mg/L en un flujo de 21.26 L/h.

Al.1.1.6 Relación C:N

$$\text{Rel } P_{glu}/P_c = \frac{P.M.glu}{P.M.C} \quad (7)$$

donde

Rel  $P_{glu}/P_c$ : Relación en peso de glucosa carbón

P.M.glu: Peso molecular de la glucosa

P.M.C: Peso molecular de los átomos de carbón en la glucosa

Datos

$$P.M.glu = 180.16$$

$$P.M.C = 72$$

De la ecuación (7)

$$\text{Rel } P_{glu}/P_c = 2.50 \text{ mg glucosa/mg carbón}$$

$$\text{Rel } P_{nit}/P_n = \frac{P.M.nit}{P.M.N} \quad (8)$$

donde

Rel  $P_{nit}/P_n$ : Relación en peso de nitrato nitrógeno

P.M.nit: Peso molecular de nitratos

P.M.N: Peso molecular de los átomos de nitrógeno en el nitrato

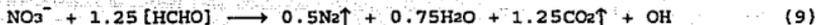
Datos

$$P.M.nit = 62$$

$$P.M.N = 14$$

De la ecuación (8)

$$Rel\ P_{nit}/P_n = 4.42\ mg\ nitratos/mg\ nitrógeno$$



De las ecuaciones (8) y (9)

$$mmol\ C = \frac{(1.25\ mol\ gluc)\ (180.16\ mg\ gluc/mol\ gluc)\ (mmol\ C)}{(2.50\ mg\ gluc/mg\ C)\ (12\ mg\ C)}$$

$$mmol\ C = 7.50$$

$$mmol\ N = \frac{(1\ mmol\ NO_3)\ (62\ mg\ NO_3/mmol\ NO_3)\ (mmol\ N)}{(4.42\ mg\ NO_3/mg\ N)\ (14\ mg\ N)}$$

$$mmol\ N = 1.0019$$

$$Relación\ C/N = \frac{mmol\ C}{mmol\ N} \quad (10)$$

donde

Relación C/N: Relación carbono-nitrógeno

mmol C: Milimol de carbono

mmol N: Milimol de nitrógeno

De la ecuación (10)

$$Relación\ C/N = 7.49\ mmol\ C/mmol\ N$$

sustituyendo en ésta relación las concentraciones de nitratos y glucosa requeridas en la investigación se tiene

$$\text{mmol NO}_3 = \frac{30.0 \text{ mg}}{62 \text{ mg/nmol}} = 0.4838$$

$$\text{mmol Glucosa} = \frac{15.0 \text{ mg}}{180.16 \text{ mg/nmol}} = 0.0832$$

$$\text{C:N} = \frac{(7.49)(0.0832)}{0.4838} = 1.2880$$

A1.1.2 Filtración ascendente y filtración lenta para agua subterránea

A1.1.2.1 Cálculo del área del filtro lento

$$\text{Diámetro del filtro lento (D}_{r1}\text{)} = 0.57 \text{ m}$$

De la ecuación (1)

$$A_{r1} = 0.2551 \text{ m}^2$$

A1.1.2.2 Cálculo del área del filtro ascendente

$$\text{Diámetro del filtro ascendente (D}_{ra}\text{)} = 0.254 \text{ m}$$

De la ecuación (2)

$$A_{ra} = 0.050 \text{ m}^2$$

A1.1.2.3 Cálculo del gasto

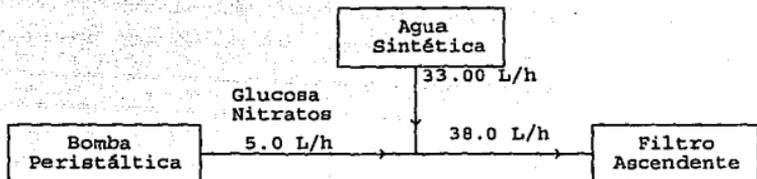
De la ecuación (3)

$$Q = 0.0380 \text{ m}^3/\text{h} = 38 \text{ L/h}$$

De la ecuación (4)

$$V_{ri} = 0.1489 \text{ m/h}$$

#### A1.1.2.4 Balance de materia



#### A1.1.2.5 Cálculo de las concentraciones de nitrato glucosa

##### a) Nitratos

De la ecuación (5)

$$(0.01 \text{ mg/L})(33.00 \text{ L/h}) + (5.0 \text{ L/h})(X) = (38.00 \text{ L/h})(26.50 \text{ mg/L})$$
$$0.3300 \text{ mg/h} + (5.0 \text{ L/h})(X) = 1007.0 \text{ mg/h}$$

$$X = 201.334 \text{ mg/L}$$

Se requiere de 201.334 mg/L de  $\text{NO}_3^-$  en un flujo de 5.0 L/h para obtener 26.5 mg/L en un flujo de 38.00 L/h

Una cantidad de 0.7218 g de  $\text{KNO}_3$  al ser diluida en 1 L de agua destilada, cada mL contiene 100  $\mu\text{g}$  de  $\text{NO}_3^-$  (Standard Methods, 1989).

Por lo tanto tenemos las siguientes relaciones

$$0.7218 \text{ g} \xrightarrow{1000 \text{ mL}} 1 \text{ mL} \xrightarrow{100.00 \mu\text{g}}$$
$$X \text{ g} \xrightarrow{1000 \text{ mL}} 1 \text{ mL} \xrightarrow{201.33 \mu\text{g}}$$

$$X = 1.4532 \text{ g de } \text{KNO}_3 \text{ por litro}$$

b) Glucosa

De la ecuación (6)

$$\begin{aligned}(0.01 \text{ mg/L})(33.00 \text{ L/h}) + (5.0 \text{ L/h})(X) &= (38.00 \text{ L/h})(13.17 \text{ mg/L}) \\ 0.3300 \text{ mg/h} + (5.0 \text{ L/h})(X) &= 500.46 \text{ mg/h} \\ X &= 500.46 \text{ mg/L}\end{aligned}$$

Se requiere de 500.46 mg de glucosa por litro en un flujo de 5.0 L/h, para obtener una concentración de 13.17 mg/L en un flujo de 38.00 L/h.

A1.1.2.6 Relación C:N

De la ecuación (10)

$$\text{Relación C/N} = 7.49 \text{ mmol C/mmol N}$$

sustituyendo en ésta relación las concentraciones de nitratos y glucosa requeridas en la investigación se tiene

$$\text{mmol NO}_3 = \frac{26.5 \text{ mg}}{62 \text{ mg/nmol}} = 0.4274$$

$$\text{mmol Glucosa} = \frac{13.17 \text{ mg}}{180.16 \text{ mg/nmol}} = 0.0731$$

$$\text{C:N} = \frac{(7.49)(0.0731)}{0.4274} = 1.2810$$

A1.2 Análisis granulométrico

Objetivo: Determinar el tamaño de los granos que componen una muestra dada de arena.

Materiales: Un juego de mallas de la serie americana.

Procedimiento:

- Colectar, lavar y secar la muestra de material filtrante
- Pesar 300 g de arena limpia y seca
- Colocar la muestra en el juego de mallas de la serie americana ordenadas en forma descendente, de la malla con mayor abertura a la de menor abertura y agitar en un aparato "rotap" por un lapso de 10 min, permitiendo así que los granos pasen a través de tantas mallas como su tamaño lo permita
- Pesar las porciones de muestras retenidas en cada una de las mallas y calcular el porcentaje de peso retenido, el porcentaje que pasa acumulado y el porcentaje de peso acumulado con respecto al peso de la muestra total
- Los datos obtenidos se grafican en un papel logarítmico - probabilístico, colocando los porcentajes en peso acumulado en el eje de las ordenadas (escala de probabilidades) y el tamaño de los granos en mm en el eje de las abscisas (escala logarítmica)

El tamaño efectivo y el coeficiente de uniformidad se obtienen, determinando los tamaños correspondientes al 10 y al 60 porciento, resultando:

$$\text{Tamaño efectivo (Te)} = P_{10} \quad (11)$$

$$\text{C.U.} = \frac{P_{60}}{P_{10}} \quad (12)$$

donde

C.U: Coeficiente de uniformidad

P<sub>60</sub>: Percentil 60

P<sub>10</sub>: Percentil 10

El análisis granulométrico de la arena que conforman los medios filtrantes de los modelos en laboratorio, se indican en las TABLAS 1, 2, 3 4 y 5 y FIGS 1 y 2 . Las curvas representadas en las FIG 1 y 2 están realizadas con base en el promedio aritmético de dos pruebas realizadas para la arena del filtro lento y tres para la arena del filtro ascendente.

TABLA 1A DATOS DEL ANALISIS GRANULOMETRICO PARA LA ARENA DEL  
 MODELO FILTRO LENTO  
 PRUEBA 1

MALLA	ABERTURA (mm)	PESO NETO (g)	% PESO RETENIDO	% QUE PASA ACUMULADO	% PESO ACUMULADO
16	1.130	15.8	5.27	94.73	5.27
18	1.000	34.4	11.47	83.26	16.74
20	0.840	33.7	11.24	72.02	27.98
30	0.595	101.5	33.86	38.16	61.84
35	0.425	32.4	10.81	27.35	72.65
40	0.420	25.2	8.41	18.94	81.06
50	0.297	25.5	8.51	10.43	89.57
FONDO	-----	31.3	10.43	0.0	100.00
TOTAL		299.8			

TABLA 2A DATOS DEL ANALISIS GRANULOMETRICO PARA LA ARENA DEL  
 MODELO FILTRO LENTO  
 PRUEBA 2

MALLA	ABERTURA (mm)	PESO NETO (g)	% PESO RETENIDO	% QUE PASA ACUMULADO	% PESO ACUMULADO
16	1.130	15.1	5.05	94.95	5.05
18	1.000	35.5	11.86	83.09	16.91
20	0.840	30.8	10.29	72.80	27.2
30	0.595	83.8	28.00	44.80	55.2
35	0.425	28.7	9.59	35.21	64.79
40	0.420	24.0	8.02	27.19	72.81
50	0.297	28.5	9.52	17.67	82.33
FONDO	-----	52.9	17.67	0.0	100.00
TOTAL		299.3			

**TABLA 3A DATOS DEL ANALISIS GRANULOMETRICO PARA LA ARENA DEL  
 MODELO FILTRO ASCENDENTE  
 PRUEBA 1**

MALLA	ABERTURA (mm)	PESO NETO (g)	% PESO RETENIDO	% QUE PASA ACUMULADO	% PESO ACUMULADO
16	1.130	24.7	8.25	91.75	8.25
18	1.000	35.1	11.73	80.02	19.98
20	0.840	44.7	14.93	65.09	34.95
30	0.595	148.2	49.52	15.57	84.43
35	0.425	31.3	10.46	5.11	94.89
40	0.420	10.7	3.57	1.54	98.46
50	0.297	3.4	1.14	0.40	99.60
FONDO	-----	1.2	0.40	0.0	100.00
TOTAL		299.3			

**TABLA 4A DATOS DEL ANALISIS GRANULOMETRICO PARA LA ARENA DEL  
 MODELO FILTRO ASCENDENTE  
 PRUEBA 2**

MALLA	ABERTURA (mm)	PESO NETO (g)	% PESO RETENIDO	% QUE PASA ACUMULADO	% PESO ACUMULADO
16	1.130	21.0	7.01	92.99	7.01
18	1.000	36.3	12.11	80.88	19.12
20	0.840	45.3	15.12	65.76	34.24
30	0.595	146.5	48.88	16.88	83.12
35	0.425	32.0	10.68	6.20	93.80
40	0.420	12.3	4.10	2.10	97.90
50	0.297	5.3	1.77	0.33	99.67
FONDO	-----	1.0	0.33	0.00	100.00
TOTAL		299.7			

TABLA 5A DATOS DEL ANALISIS GRANULOMETRICO PARA LA ARENA DEL  
 MODELO FILTRO ASCENDENTE  
 PRUEBA 3

MALLA	ABERTURA (mm)	PESO NETO (g)	% PESO RETENIDO	% QUE PASA ACUMULADO	% PESO ACUMULADO
16	1.130	27.2	9.09	90.91	9.09
18	1.000	41.6	13.90	77.01	22.99
20	0.840	48.6	16.24	60.77	39.23
30	0.595	144.1	48.19	12.58	87.39
35	0.425	26.6	8.89	3.69	96.28
40	0.420	8.52	2.85	0.84	99.13
50	0.297	1.20	0.40	0.44	99.53
FONDO	-----	1.30	0.40	0.00	100.00
TOTAL		299.22			

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGIA DEL AGUA  
 SUBCOORDINACION DE CALIDAD DEL AGUA

ANALISIS GRANULOMETRICO

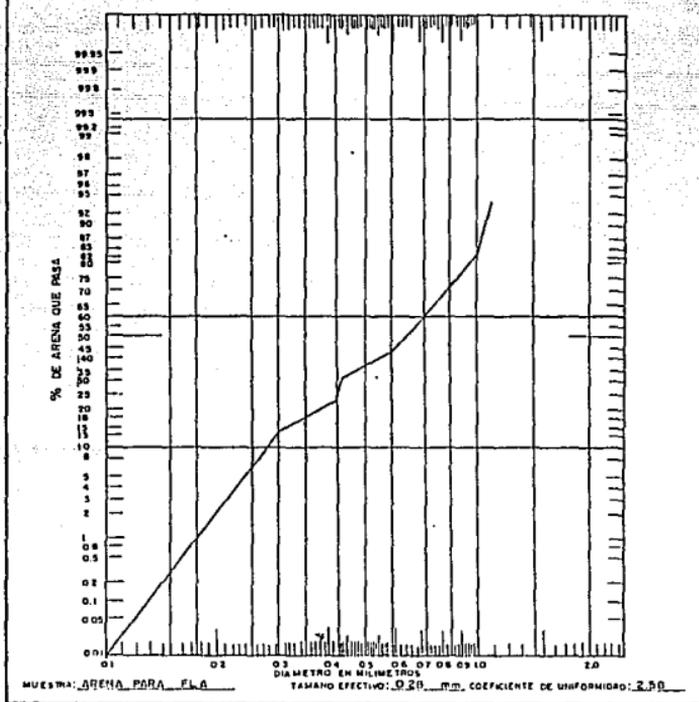


FIG 1A Analisis granulométrico del lecho filtrante del modelo filtro lento

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGIA DEL AGUA  
 SUBCOORDINACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO

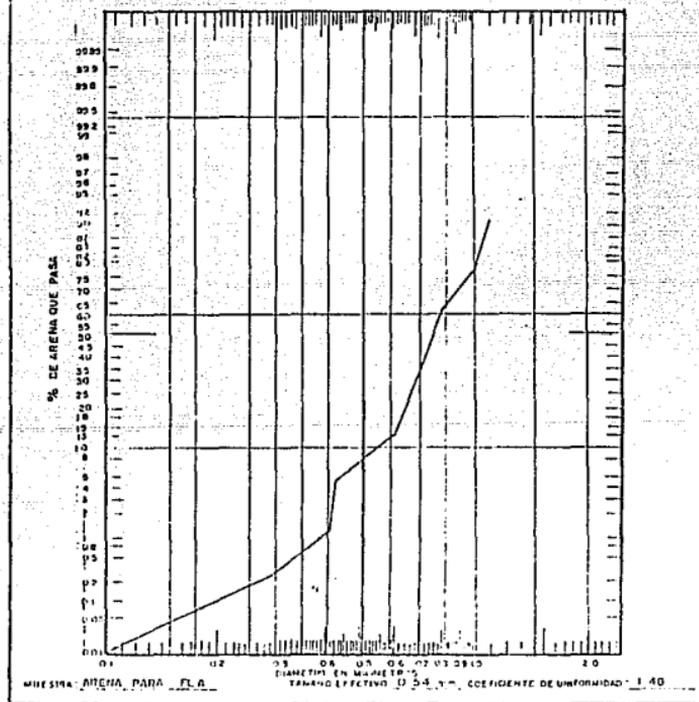


FIG 2A Análisis granulométrico del lecho filtrante del modelo filtro ascendente

### A1.3 Pruebas químicas

Las pruebas químicas a las que se somete la arena para determinar si son adecuadas para emplearse como medio filtrante son de solubilidad en ácido clorhídrico y en hidróxido de sodio. Las pérdidas por solubilidad en medio ácido deben ser menores a 5 % y las pérdidas por solubilidad en medio alcalino deben ser menores a 2 % .

#### Procedimiento:

Se toman dos muestras de arena de 100 g cada una por cada tipo de arena (en este sistema de filtración se utilizaron dos tipos de arena). A una de las muestra se le agregan 250 mL de NaOH 0.25 M y a la segunda muestra se le adicionan 250 mL de una solución de HCl 1:1 .

Las muestras deben quedar cubiertas totalmente por las soluciones. Se dejan reposar durante 30 min, agitando cada 10 min. Cada una de las muestras se lava con agua destilada y se secan en la estufa a 110°C durante dos horas, posteriormente se desecan una hora y finalmente se determina su peso. Estas pruebas se realizan por duplicado.

En la TABLA 6 y 7 se muestran los resultados realizados para las pruebas de solubilidad en medio ácido y alcalino.

TABLA 6A RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE SOLUBILIDAD EN MEDIO ACIDO Y BASICO PARA LA ARENA DEL MODELO FILTRO LENTO

MASA INICIAL (g)	PRUEBA	MASA FINAL (g)	% SOLUBILIDAD
100	HCL	99.8	0.2
100	HCL	99.4	0.6
100	NaOH	97.8	2.2
100	NaOH	98.1	1.9

TABLA 7A RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE SOLUBILIDAD EN MEDIO ACIDO Y BASICO PARA LA ARENA DEL MODELO FILTRO ASCENDENTE

MASA INICIAL (g)	PRUEBA	MASA FINAL (g)	% SOLUBILIDAD
100	HCL	98.9	1.1
100	HCL	98.3	1.7
100	NaOH	99.6	0.4
100	NaOH	99.8	0.2

#### A1.4 Metodología para la determinación de la porosidad

El espacio vacío que se encuentra en sistemas granulares o porosidad no puede ser calculado fácilmente por medio de métodos teóricos, sin embargo existen métodos experimentales mediante los cuales se puede obtener la porosidad de una forma práctica.

Partiendo de que la porosidad representa el porcentaje de espacio vacío de un sistema ocasionado por las formas irregulares de las partículas que evita una perfecta unión, podemos calcular éste espacio vacío en términos de la medición de un "volumen real" que es el volumen que ocupa una cierta masa contenida en un recipiente graduado, por lo que este volumen real es la suma del espacio ocupado por las partículas y el espacio vacío que queda entre las mismas. El "volumen calculado" se obtiene del cociente de la masa total de las partículas entre la densidad de las mismas, como se puede observar, el volumen calculado considera exclusivamente el espacio ocupado por las partículas.

Con base en este razonamiento se llega a la siguiente relación:

$$f = 1 - (V_{\text{calculado}} / V_{\text{real}}) \quad (13)$$

donde

f: Porosidad

$$V_{\text{calculado}} = \text{masa}/\text{densidad}$$

(14)

donde

$V_{\text{real}}$ : medición directa de la masa contenida en un recipiente graduado.

Ya que la masa y densidad son valores conocidos, el volumen calculado se puede obtener sin dificultad.

Para el volumen real es necesario preparar una cantidad suficiente de la muestra que se desea obtener la porosidad, lavarla con agua destilada un mínimo de 6 veces para retirar la mayor cantidad de cuerpos extraños, colocarla en un horno a una temperatura de 110 grados centígrados durante 24 horas para eliminar por completo la humedad y finalmente dejar la muestra en un desecador hasta que se enfríe por completo, esto con el objeto de cuando se determine el volumen real las partículas no se encuentren dilatadas y se obtengan datos erróneos.

Para relizar la medición primeramente se pesa una cantidad que se mantendrá fija para todos los ensayos y se coloca en el recipiente graduado en donde se compacta ligeramente y se efectúa la lectura. De esta forma se realizan tantos ensayos como sean necesarios dependiendo de la variación de las lecturas y reemplazando en su totalidad la masa de la muestra.

En la TABLA 8 se muestran los resultados obtenidos del análisis realizado para para arena del sistema de filtración lenta en arena modelo filtro lento.

TABLA 8A DATOS DE LA PRUEBA DE POROSIDAD PARA LA ARENA DEL MODELO FILTRO LENTO

ENSAYO	VREAL (ml)	VREAL (m <sup>3</sup> )	MASA (Kg)	DENS. ( $\rho$ ) (Kg/m <sup>3</sup> )	Vcalculado (m <sup>3</sup> )	f
1	73	7.3X10 <sup>-5</sup>	0.1	2500	4X10 <sup>-5</sup>	0.4520
2	71	7.1X10 <sup>-5</sup>	0.1	2500	4X10 <sup>-5</sup>	0.4366
3	72	7.2X10 <sup>-5</sup>	0.1	2500	4X10 <sup>-5</sup>	0.4444
4	70	7.0X10 <sup>-5</sup>	0.1	2500	4X10 <sup>-5</sup>	0.4285
5	71	7.1X10 <sup>-5</sup>	0.1	2500	4X10 <sup>-5</sup>	0.4366
6	70	7.0X10 <sup>-5</sup>	0.1	2500	4X10 <sup>-5</sup>	0.4285

El resultado obtenido realizando una prueba estadística para la porosidad es la siguiente

$$X = 0.4377$$

$$\sigma_{n-1} = 0.00917$$

Al.5 Cálculo de la pérdida de carga teórica.

MALLA	ABERTURA (cm)	% QUE PASA ACUMULADO	PESO RETENIDO P <sub>i</sub> (%)	d <sub>i</sub> (cm X 10 <sup>2</sup> )	$\frac{P_i}{d_i}$
	0.168	100.00	0.00		
16	0.130	94.73	5.27	14.77	0.3568
18	0.100	83.26	11.47	11.40	1.0061
20	0.084	72.02	11.24	9.16	1.2270
30	0.0595	38.16	33.86	7.069	4.7899
35	0.0429	27.35	10.81	5.052	2.1397
40	0.0420	18.94	8.41	4.244	1.9816
50	0.0297	10.43	8.51	3.531	2.4100
fondo	0.0050	0.00	10.43	1.218	<u>8.5632</u>
					$\Sigma$ 22.4743

Empleando la ecuación de Koseny:

$$\frac{h}{L} = J \frac{\nu}{g} \frac{(1-f)^2}{f^3} v \left[ \frac{6}{\psi} \sum_{i=1}^n \frac{P_i}{d_i} \right]^2$$

PERDIDA DE CARGA TEORICA PARA AGUA SUPERFICIAL

$$J = 5$$

$$\nu \text{ (19 c)} = (1.0356 \text{ centistokes}) = 0.010356 \text{ cm}^2/\text{s}.$$

$$g = 981 \text{ cm/s}^2$$

$$f = 0.43 \longrightarrow \psi = 0.78$$

$$Q = 270 \text{ ml/min} = 4.5 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$$

$$V = \frac{Q}{A} = \frac{4.5 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}}{0.1134 \text{ m}^2} = 3.968 \times 10^{-5} \text{ m/s} = 3.968 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$$

Sustituyendo los valores en la ecuación de Koseny, tenemos:

$$\frac{h}{L} = 0.2557$$

despejando h y sustituyendo L= 75 cm (altura del lecho del filtro lento) :

$$h = 1.9176 \text{ cm}$$

calculando el coeficiente de Darcy (teórico):

$$k = v \frac{L}{h} = (3.968 \times 10^{-3} \text{ cm/s}) \left( \frac{75 \text{ cm}}{1.9176 \text{ cm}} \right) = 0.1551$$

PERDIDA DE CARGA TEORICA PARA AGUA SUBTERRANEA

$$J = 5$$

$$\nu \text{ (20 c)} = (1.0050 \text{ centistokes}) = 0.010050 \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$g = 981 \text{ cm/s}^2$$

$$f = 0.43 \longrightarrow \psi = 0.78$$

$$Q = 638.29 \text{ ml/min} = 1.0638 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$$

$$V = \frac{Q}{A} = \frac{1.0638 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}}{0.2551 \text{ m}^2} = 4.17 \times 10^{-5} \text{ m/s} = 4.17 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$$

Sustituyendo los valores en la ecuación de Koseny, tenemos:

$$\frac{h}{L} = 0.2607$$

despejando h y sustituyendo L= 90 cm (altura del lecho del filtro lento) :

$$h = 2.346 \text{ cm}$$

calculando el coeficiente de Darcy (teórico):

$$k = v \frac{L}{h} = (4.17 \times 10^{-3} \text{ cm/s}) \left( \frac{90 \text{ cm}}{2.346 \text{ cm}} \right) = 0.1599$$