

29.8



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

**EVALUACION Y OPTIMIZACION DEL SISTEMA
FILTRO PERCOLADOR DE LA PLANTA DE
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
DE CIUDAD UNIVERSITARIA**



EXAMENES PROFESIONALES
FAC. DE QUIMICA

T E S I S

que para obtener el Título de
Ingeniero Químico

p r e s e n t a n:

Luis Avila Ocampo

Luis Eduardo Macedo Estrada

México, D. F.

1987



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.

CONTENIDO

Pág.

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABLAS

SIMBOLOGIA

1.	INTRODUCCION	1
2.	ANTECEDENTES	3
3.	EL PROCESO FILTRO PERCOLADOR	8
3.1	<i>Ubicación en los sistemas de tratamiento biológico</i>	8
3.2	<i>Clasificación clásica y por calidad de efluente</i>	12
3.3	<i>Aspectos estructurales</i>	15
3.3.1	Configuración externa	15
3.3.2	Profundidad	16
3.3.3	Tipos de empaque	17
3.3.4	Estructura del piso	27
3.3.5	Sistema de distribución	28
3.3.6	Construcciones especiales	34

	Pág.
4. DESCRIPCION DEL PROCESO EN ESTUDIO	36
4.1 Captación y pretratamiento	37
4.1.1 Colectores	37
4.1.2 Cárcamo de captación	38
4.1.3 Desarenador	39
4.2 Sistema filtro percolador	41
4.2.1 Medidores Parshall	41
4.2.2 Cárcamo de influente	43
4.2.3 Torre empacada	45
4.2.4 Caja partidora	53
4.2.5 Cárcamo de efluente	55
4.2.6 Sedimentador secundario	55
4.3 Procesos finales	57
4.3.1 Filtros de arena	58
4.3.2 Cárcamo de aguas tratadas y cloración	60
4.4 Manejo y control del sistema	61
4.5 Modificaciones y adaptaciones	65
4.5.1 Control de gasto	65
4.5.2 Brazo distribuidor	66
4.5.3 Mecanismo móvil	67
4.5.4 Muestreadores	68
5. ASPECTOS OPERACIONALES	70
5.1 Arranque y maduración	70

	Pág.
5.2 Continuidad de la operación	71
5.3 Efectos de la carga hidráulica y la carga orgánica	73
5.3.1 Carga hidráulica	73
5.3.2 Carga orgánica	75
5.3.3 Comportamiento del sistema con variación de cargas	76
5.4 Tratabilidad del agua	77
5.5 Tiempo de retención	79
5.6 Frecuencia de la dosificación	80
5.7 Ventilación y requerimientos de oxígeno	82
5.8 Temperatura	85
5.9 Problemas de manejo y control	86
5.10 Sistemas de recirculación	89
6. TRABAJO EXPERIMENTAL	93
6.1 Metodología	93
6.2 Programa de muestreo	95
6.3 Resultados	96
7. DISCUSION DE RESULTADOS Y OBTENCION DE LAS CONSTANTES DE DISEÑO	108
7.1 Eficiencia de remoción	108
7.1.1 Comportamiento de la remoción en el perfil vertical	108

	Pág.
7.1.2 Evolución de la biopelícula	116
7.1.3 Comportamiento con respecto a parámetros de control	119
7.2 Modelo de Eckenfelder	124
7.2.1 Parámetros de diseño n y k	124
8. CONCLUSIONES	131
9. REFERENCIAS	134
ANEXO 1. TRATAMIENTO DE DATOS Y APLICACION DEL MODELO DE ECKENFELDER	145
ANEXO 2. MODELOS MATEMATICOS	199

LISTA DE FIGURAS

No. de Figura		Pág.
1	Localización de la planta de tratamiento de aguas residuales de C.U.	4
2	Planta de tratamiento de aguas residuales de C.U.	5
3	Diagrama de flujo de la PTARCU	7
4	Esquema de un distribuidor rotatorio	31
5	Esquema de un distribuidor reciprocante	34
6	Colectores. Vista de Planta	37
7	Desarenador. Vista de planta	40
8	Diagrama de flujo del sistema filtro percolador	41
9	Medidor Parshall. Vista de planta y corte	42
10	Cárcamos de influente y efluente del filtro percolador. Vista de planta	43
11	Cárcamos de influente y efluente del filtro percolador. Corte	45

		Pág.
No. de Figura		
12	Torre empacada. Vista lateral	46
13	Vista seccionada del brazo distribuidor	50
14	Caja partidora. Vista de planta y corte	54
15	Sedimentador secundario. Vista de planta y corte	57
16	Filtro de arena. Corte	59
17	Relación entre la carga hidráulica para filtros percoladores y la remoción de DBO alcanzada	74
18	Diagramas de flujo de los principales sis temas de recirculación en filtros percola dores de una etapa	91
19	Gasto de operación	103
20	Temperatura promedio del líquido	104
21	DQO del influente al filtro percolador	105
22	DBO del influente al filtro percolador	105
23	pH del líquido del influente	106

No. de Figura		Pág.
24	Perfil de remoción de la DBO con respecto a la profundidad de empaque	109
25	Perfil de remoción de los SSV para diferentes concentraciones en el influente	110
26	Datos de la DQO del líquido de influente del filtro percolador	115
27	Datos de la DQO del líquido del efluente del filtro percolador	115
28	Eficiencia de remoción como DQO con respecto al tiempo de operación	117
29	Eficiencia de remoción como SSV con respecto al tiempo de operación	118
30	Eficiencia vs. gasto de operación (promedio ponderado, aritmético y total/soluble)	123
31	Log DQO remanente vs. profundidad del empaque para los gastos experimentales 2,3 y 4	127
32	Log de la carga hidráulica vs. $\log (K/Q^n)$	128
33	Log DQO remanente vs. D/Q^n	130

No. de
Tabla

XI	Eficiencias de remoción corregidas por temperatura	120
XII	Promedios ponderados de eficiencia	121
XIII	Eficiencia promedio (Total-Soluble/total)	122
XIV	Perfil del DQ_0 permanente con respecto a la profundidad del filtro	126
XV	Log. de la pendiente vs. Log de Q	128
XVI	Valores de D/Q^n	129
XVII	Valores de las constantes de diseño para DBO y DQ_0	130

LISTA DE TABLAS

No. de Tabla		Pág.
I	Comparación entre sistemas de biomasa fija y suspendida	10
II	Principales sistemas de tratamiento bio <u>l</u> ógico	11
III	Clasificación de los filtros percoladores conforme a las cargas	13
IV	Propiedades de varios medios de empaque plásticos y de un medio de empaque mineral típico	26
V	Resultados experimentales. pH, gasto y temperatura	97
VI	Resultados experimentales. SSV (mg/l)	98
VII	Resultados experimentales. DBO (mg/l)	99
VIII	Resultados experimentales. DQO (mg/l)	100
IX	Promedio de los parámetros fisicoquímicos	102
X	Condiciones de operación del filtro percolador (PTARCU)	107

SIMBOLOGIA

DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día
DQO	Demanda Química de Oxígeno
SSV	Sólidos Suspendidos Volátiles
SST	Sólidos Suspendidos Totales
P(1)	Punto 1 de muestreo, influente del filtro percolador localizado a 0 m de profundidad. Se maneja muestra filtrada para DQO y DBO soluble.
P(2)	Punto 2 de muestreo, localizado a 1.27 m de profundidad. Se maneja muestra filtrada para DQO y DBO soluble
P(3)	Punto 3 de muestreo, localizado a 2.63 m de profundidad. Se maneja muestra filtrada para DQO y DBO soluble
P(4)	Punto 4 de muestreo, localizado a 4.03 m de profundidad. Se maneja muestra filtrada para DQO y DBO soluble.
P(5)	Punto 5 de muestreo, efluente del filtro percolador, localizado a 5.46 m de profundidad. Se maneja muestra filtrada soluble para DQO y DBO soluble.
P(1T)	Punto 1 de muestreo, influente del filtro percolador localizado a 0 m de profundidad. Se maneja muestra sin filtrar para DQO y DBO total.
P(5T)	Punto 5 de muestreo, efluente del filtro percolador localizado a 5.46 m de profundidad. Se maneja muestra sin filtrar para DQO y DBO total.
Bio-Dek	Marca registrada por Munters, Co.
DGO	Dirección General de Obras (UNAM)

PTARCU

Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria

1. INTRODUCCION

Este trabajo tiene como objetivo evaluar, a través de resultados experimentales y condiciones de operación controladas los coeficientes n y k propios del equipo; los cuales mediante el modelo de Eckenfelder interrelacionan la influencia que tienen el medio de empaque y las características del agua residual en la eficiencia de remoción de materia orgánica en el filtro percolador.

El alcance del estudio es:

- . Caracterizar el equipo
- . Contar con una ecuación que simule su comportamiento
- . Obtener el gasto óptimo de operación
- . Escalamiento del equipo
- . Establecer un punto de partida para la determinación de

la influencia que tienen otras variables de operación en la eficiencia de remoción de materia orgánica.

Los puntos considerados comprenden, en forma general, los criterios estructurales y la clasificación del filtro percolador dentro de los tratamientos biológicos (capítulo 3); la descripción y ubicación del sistema en estudio en la planta de Ciudad Universitaria (capítulo 4); aspectos operacionales (capítulo 5), así como la obtención de los coeficientes n y k , a través del método gráfico de Eckenfelder (capítulo 7).

La metodología, (capítulo 6), se basó en el control y fijación de variables de operación, tales como carga hidráulica recirculación, altura de empaque y frecuencia de rociado, así como en el estudio de la evolución temporal y espacial de la biotorre con respecto a la eficiencia de remoción. Para ésto se seccionó el lecho empacado en un perfil vertical con cinco puntos de muestreo y cuatro cargas hidráulicas diferentes.

2. ANTECEDENTES

La planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria (PTARCU) se encuentra localizada al noreste del campus universitario, en el acceso de la avenida Cerro del Agua (fig 1).

Fue construida en 1981 y empezó a operar en septiembre de 1982 (Norouzian, 1983), teniendo como influente las aguas residuales provenientes de la Ciudad Universitaria, pero posteriormente se hizo necesaria la construcción de una línea de captación de aguas de la colonia Copilco El Alto, que asegurará un suministro mínimo de agua durante los períodos vacacionales.

La planta fue diseñada para tratar 40 l/s, sin embargo, hasta ahora, no se ha alcanzado aún el gasto de diseño (Jimé-

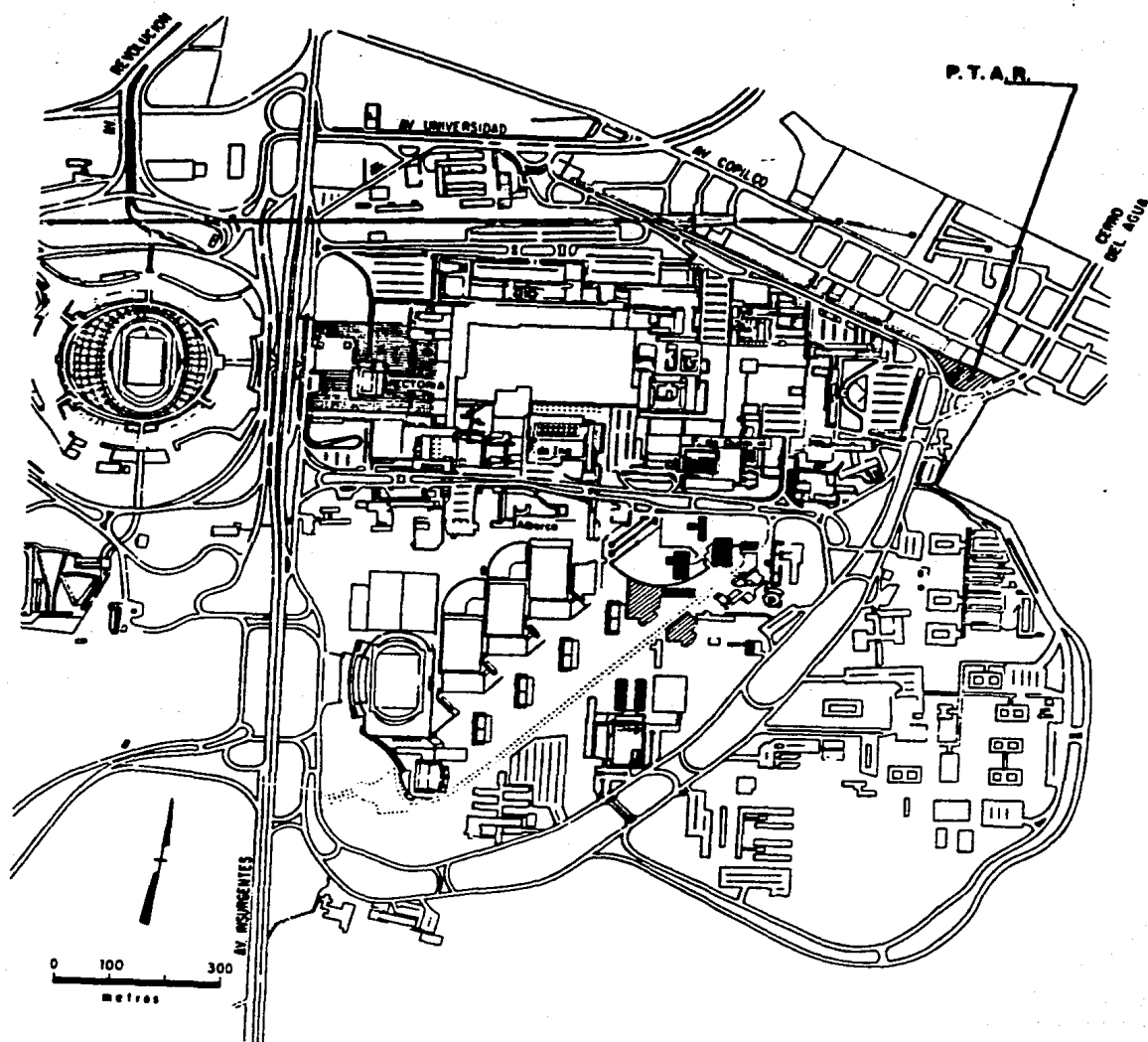


Fig 1. Localización de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de C.U.

nez, 1986), ya que solo trata 23 l/s actualmente.

Esta planta (fig 2) cuenta con un pretratamiento, tres sistemas de tratamiento biológico, un proceso de filtración y otro de cloración.

Uno de los tratamientos biológicos de la PTARCU es, el sistema de filtro percolador, que en paralelo con un tanque de lodos activados y un biodisco conforman los tres sistemas de tratamiento de agua residual, independientes entre sí.

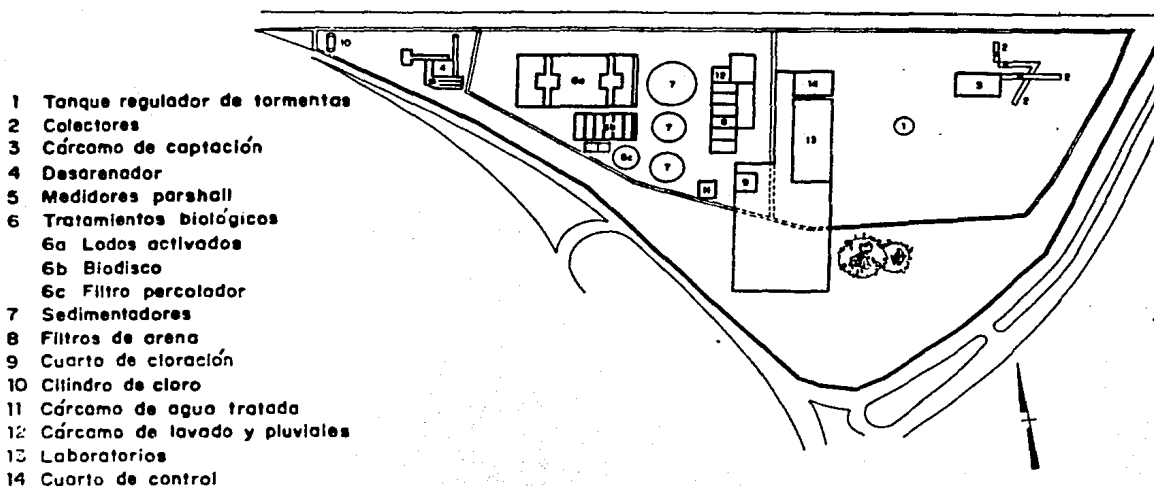


Fig 2. Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de C.U.

Desde que la planta de tratamiento empezó a funcionar, el filtro percolador estuvo operado de manera empírica, sin tomar en cuenta ningún factor de operación involucrado en la eficiencia de remoción.

Simplemente se perseguía el funcionamiento mecánico del equipo, lo que originaba que el proceso fuera intermitente debido a las altas cargas hidráulicas suministradas durante periodos alternados con periodos de receso.

Esto, sumado a que no se contaba con los criterios de diseño considerado por los proyectistas de la planta, llevó a realizar un estudio que permitiera dar criterios y alternativas de operación que mejoraran la calidad del agua de efluente de este sistema.

Si se observa el diagrama de flujo del agua residual dentro de la PTARCU (fig 3), el efluente del filtro percolador se une a los efluentes de lodos activados y biodisco, por lo que es importante que la eficiencia de todos los sistemas sea la mayor posible para evitar que los filtros de arena se saturen en poco tiempo.

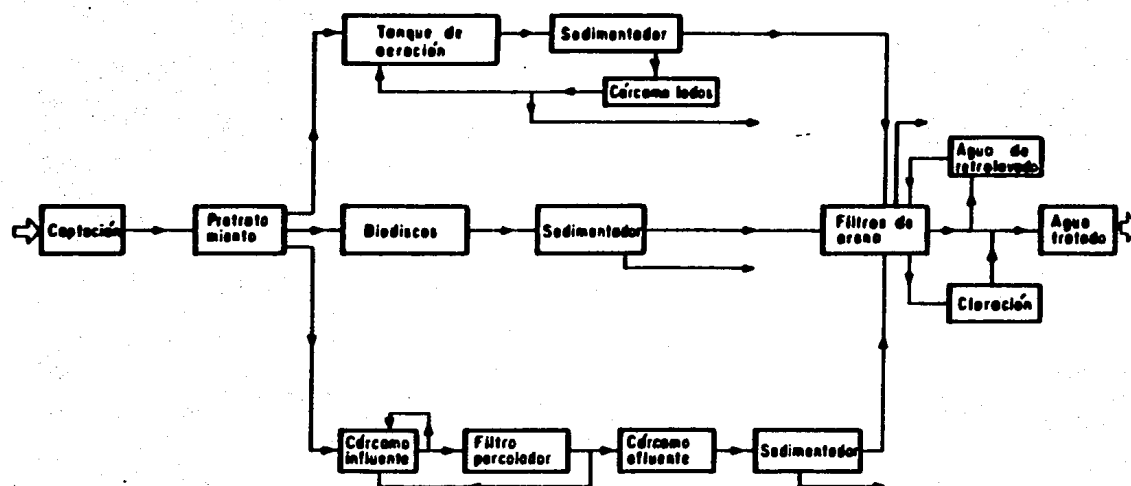


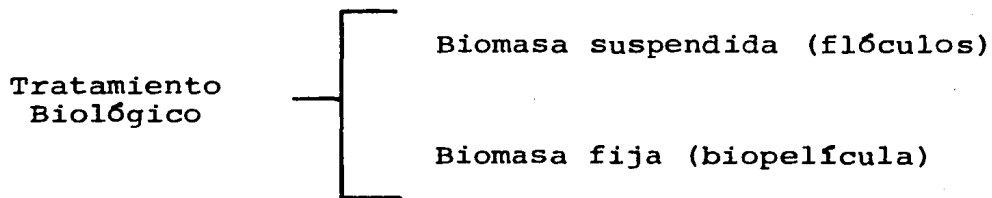
Fig 3. Diagrama de flujo de la PTARCU

Una vez ubicado el sistema dentro de la Planta de Tratamiento se hace necesaria una descripción detallada del proceso en estudio la cual se presenta en el capítulo 3.

3. EL PROCESO FILTRO PERCOLADOR

3.1 *Ubicación en los sistemas de tratamiento biológico*

El tratamiento de aguas residuales (industriales y domésticas) contempla dos grandes grupos de procesos que operan bajo el principio de tratamiento mediante organismos vivos descubierto por Mueller's en 1865 (Peters, et.al., 1982). Los tratamientos biológicos se pueden clasificar por la manera en que se encuentre la biomasa dentro del sistema en:



La biomasa suspendida es aquella que "nada" dentro del agua

residual. Los microorganismos toman los compuestos orgánicos del medio que los rodea. Las limitaciones de difusión y transferencia de masa son menores en comparación con los sistemas de biomasa fija (Baillod, et.al., 1970).

Por otro lado, el concepto de biomasa fija, se refiere al hecho de que una película biológica se desarrolle adherida a un soporte sólido. Dicha película es expuesta al paso continuo de una corriente de agua, que contiene material orgánico que es tomado por los microorganismos para su crecimiento. Los materiales orgánicos biodegradables son transferidos mediante difusión molecular hacia los sitios activos de la película (Baillod, et.al., 1970).

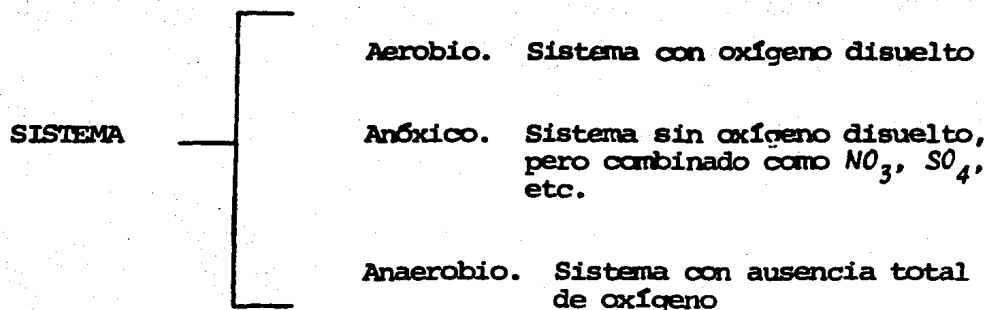
Debido al avance en el conocimiento de los procesos biológicos de película fija o biopelícula, estos han tomado nuevamente auge, después de que hacia los años 40's su popularidad decayó notablemente. Hoy en día estos procesos aplicados, primordialmente en condiciones aeróbicas (como es el caso del filtro percolador), representan sistemas simples, con fiables, estables y económicamente atractivos para el tratamiento biológico (Ritman, 1964) de aguas residuales. Ver Tabla I.

TABLA I. COMPARACION ENTRE SISTEMAS DE BIOMASA FIJA Y SUSPENDIDA

	Sistemas a Biomasa fija	Sistemas a Biomasa suspendida
Costo inicial	alto	bajo
Area necesaria	pequeña	grande
Costo de operación y mto.	bajo	alto
Tiempo de estabilización	corto	grande
Eficiencia de remoción DBO	bueno	muy buena
Efluentes nitrificados	alta	regular
Tiempo de retn. hidráulica	bajo	alto
Impacto de la temperatura	alto	bajo
Impacto de cargas tóxicas	bajo	alto
Presencia de moscas	alto	casi nulo
Aplicabilidad a gran escala	bajo	alto
Factibilidad de comunidades biológicas definidas	alto	nulo

Refs. (Mueller et.al., 1979; Ritman, 1984)

Existe otra clasificación dentro de los sistemas biológicos la cual considera la presencia de oxígeno en el medio, pudiendo presentarse tres casos:



La combinación de estas dos clasificaciones nos puede llevar a una tercera que defina más concretamente a los sistemas. La Tabla II muestra los principales sistemas de tratamiento biológicos existentes.

TABLA II. PRINCIPALES SISTEMAS DE TRATAMIENTO BIOLOGICO

	Sistemas con biomasa fija	Sistemas con biomasa suspendida
Aerobios	Filtros percoladores Filtros de tratamiento parcial Biodiscos Lechos fluidizados Filtros sumergidos	Lodos activados Lagunas de nitrificación Lagunas de digestión aerobia Lagunas de oxidación de alta tasa
Anóxicos	Reactores de lecho fluidizado Filtros anaerobios	Lagunas de digestión anaerobia (alta y baja tasa)
Anaerobios	Lechos fluidizados Biodiscos	Contacto-estabilización anaerobia

(Jiménez, 1987)

Aun cuando esta clasificación es muy general, existen procesos que no encuadran dentro de ella, ya que combinan aspectos de distintos grupos. Como ejemplo, se puede citar las lagunas facultativas y las lagunas de maduración terciaria, entre otros.

De lo anterior se puede concluir que los filtros percoladores están clasificados dentro de los sistemas de tratamiento aerobio con biomasa fija.

3.2 Clasificación clásica y por calidad de efluente

La clasificación clásica considera la carga orgánica e hidráulica.

Hasta antes de 1936 los filtros percoladores construidos en los EUA, operaban con cargas hidráulicas que variaban de .19 a $3.7 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ (2 a 4 mgad). Los primeros filtros percoladores de mayor capacidad fueron construidos en 1936, al considerarse que una carga hidráulica de $9.4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$ o más era necesaria para arrastrar los sólidos orgánicos del medio. De esta manera se estableció la carga hidráulica mínima para filtros denominados de "alta tasa".

Más tarde se encontró que no ocurría una obstrucción considerable cuando la carga hidráulica variaba entre 3.8 y 9.4

$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{día}$. Muchos filtros fueron diseñados para operar dentro de este intervalo, llamado "tasa media".

La Tabla III muestra las cargas orgánica e hidráulica típicas para los filtros percoladores.

TABLA III. CLASIFICACION DE LOS FILTROS PERCOLADORES CONFORME A LAS CARGAS

	T A S A				
	Baja	Intermedia	Alta	Super Alta	Tratamiento parcial
Carga hidráulica:					
mgad	1-4	4-10	10-40	15-90	60-180
gal/día/ft^2	25-90	90-230	230-900	350-2100	1400-4200
$\text{m}^3/\text{m}^2/\text{día}$	1-3.7	3.7-9.4	9.4-36.7	14.3-85.6	57-171
Carga orgánica:					
$\text{lbDBO/día/acre/ft}^2$	200-1000	700-1400	1000-13000		
kgDBO/día/m^3	3.2-1.6	11.2-22.5	16-208.4		

(WPCF-ASCE, 1977)

Actualmente se reconocen dos diferentes formas de filtración biológica, la filtración de baja tasa y la filtración de alta tasa desde el punto de vista de la calidad del efluente. La primera es empleada cuando se requiere un agua residual con

alto grado de tratamiento (efluentes que no exceden de 30 mg/l SSV y DBO menor a 20 mg/l), lo cual tiene como consecuencia que la velocidad de crecimiento así como la tasa de eliminación de la biopelícula en el filtro sea relativamente lenta. La filtración de "baja tasa" por lo general implica un tratamiento completo, mientras que en el tratamiento de "alta tasa" usualmente indica un tratamiento parcial. La excepción a esta regla general se da con los filtros nitrificantes los cuales pueden ser operados a cargas hidráulicas altas y alcanzar una completa remoción de amoníaco (Huang et.al., 1982).

En los filtros de alta tasa, están involucrados dos factores en su eficiencia: primero, las cargas hidráulicas altas resultan mejores para una distribución completa del líquido sobre el empaque, y segundo, la presencia de esfuerzos cortantes altos en la biopelícula, son el principal mecanismo de control de esta (Schroeder, 1982).

Teóricamente, como lo indica Schulze en (1960), un porcentaje de remoción constante, a pesar de incremento de la carga hidráulica, sugiere que el proceso de filtración biológica a altas cargas es similar a un proceso de adsorción, y de esta manera, para una unidad dada la única limitación en cuanto a la cantidad de DBO removido es la tratabilidad del agua residual.

3.3 Aspectos estructurales

Básicamente un filtro percolador consta de las siguientes partes:

- 1) Sistema de distribución uniforme de líquido sobre el empaque
- 2) Medio (mineral o plástico) que provee la superficie de contacto. Normalmente retenido por una pared periférica.
- 3) Un piso colector del líquido que conduce a este a un canal de efluente.

3.3.1 Configuración externa

La mayoría de los filtros biológicos son circulares con distribuidores rotatorios, pero ocasionalmente se encuentran filtros hexagonales.

Cuando el área total del lecho filtrante requerida es muy grande, como en los grandes centros urbanos, los filtros pueden ser rectangulares con distribuidores móviles reciprocan-tes, sin embargo estos filtros son menos utilizados que los circulares.

3.3.2 Profundidad

Tomando en consideración todos los tipos de filtros, las profundidades empleadas están comprendidas entre 0.9 y 15 m. La mayoría de los modelos propuestos para describir el comportamiento en estos equipos muestran que la eficiencia es proporcional a la profundidad sin embargo, se indica la existencia de una profundidad óptima para la cual un incremento en esta refleja tan sólo una pequeña mejora en la eficiencia (Curds, 1983).

Esto se puede explicar si se considera que la velocidad de reacción disminuye en las partes profundas del filtro, lo cual es posible si es una reacción de primer orden que depende de la saturación o es controlada por la difusión de los materiales orgánicos disueltos en las partes bajas del filtro. (Särner, 1984).

Es evidente que entre mayor sea la profundidad del medio empacado, mayor es la cabeza hidráulica necesaria. En muchos casos, es mucho más económico el empleo de un filtro relativamente profundo con equipo de bombeo grande que un filtro más bajo de igual volumen empacado. Esto se debe primordialmente al incremento tanto en el costo del distribuidor como en el área requerida para el filtro.

En términos prácticos no existe una profundidad mínima teórica del lecho empacado, pero es necesario por lo menos, 0.70 m en medios de empaque minerales para minimizar el riesgo de que se mezclen el influente y el efluente en el lecho.

Las alturas recomendadas difieren de un país a otro. Así en el Reino Unido oscila alrededor de 1.8 m, en los Estados Unidos de 1.5 a 2 m para filtros de "tasa estándar", en Alemania es común encontrar profundidades recomendadas de 3 a 4 m.

3.3.3 Tipos de empaque

Las principales características que debe presentar un medio de empaque son:

- Una gran área superficial (m^2/m^3)
- Espacios vacíos de tamaño suficiente para favorecer la acumulación normal de la biopelícula sin restringir el paso del líquido ni del aire
- Estabilidad física y química bajo las condiciones de operación empleadas.

Los empaques empleados en filtros son principalmente:

- Empaques de origen natural (roca, madera, etc.)
- Empaques de origen sintético (plástico, cerámica, etc.)

Empaques de origen natural

Entre los materiales que han sido utilizados como medios de empaque destacan la pedacería de roca maciza, grava redondeada, escoria de fundición, piedra caliza dura y piedra pómez. La escoria fue en un tiempo uno de los materiales más populares como medio de empaque para los filtros percoladores en el Reino Unido pero, durante los últimos veinte años se ha incrementado la dificultad de obtener escoria de buena calidad y de tamaño adecuado.

El uso de carbón mineral y carbón orgánico no se ha generalizado debido a su costo. También se encuentran piezas de cerámica especialmente fabricadas como baldosas y anillos, blocks perforados y hojas de asbesto.

La experiencia ha mostrado que uno de los requisitos más importantes para la buena operación de un filtro es la uniformidad en el tamaño de partícula así como en los espacios libres.

La selección por lo general representa un compromiso entre un área superficial grande (tamaño nominal pequeño) y grandes espacios libres (tamaño nominal grande). El tamaño nominal más

comúnmente empleado para filtros de baja tasa se encuentra entre 37.5 y 50 mm. Algunos diseñadores prefieren un tamaño nominal de 63 mm para filtros convencionales.

Para filtros de alta tasa con altas cargas de DBO, es normal el empleo de medios de empaque de unos 70 a 125 mm de tamaño nominal.

La mayoría de los empaques minerales son químicamente inertes con los distintos tipos de agua residual que en general se manejan en los sistemas de tratamiento biológico; lo cual no significa que no existan casos de deterioro. La piedra caliza, por ejemplo, puede sufrir disolución si el agua residual es ácida. La presencia de azufre en algunas escorias es indeseable, ya que el agua percolada arrastra los sulfatos y compuestos de azufre los cuáles son subsecuentemente oxidados a sulfatos, que ocasionan fracturación y desintegración de los pisos y canales de concreto.

Forma de la partícula. Comúnmente se especifica que los elementos que componen un medio de empaque mineral deben ser "cúbicos" o equidimensionales ya que se considera que las formas planas se compactan limitando la superficie disponible entre ellas. Algunas especificaciones permiten un cierto porcentaje máximo de piezas no cúbicas, determinado como la proporción de piezas en la muestra que van a pasar a través de una ranu-

ra teniendo un ancho de 0.6 veces la malla media de la muestra.

La importancia de la textura superficial de un conglomerado es difícil de cuantificar excepto en términos de su influencia global en el área específica del medio de empaque.

Generalmente los medios de empaque con superficie rugosa dan funcionamientos más eficientes que los medios de empaque con superficie lisa del mismo tamaño cuando operan bajo las mismas condiciones. La velocidad de maduración de un filtro percolador nuevo es más rápida con el incremento de la rugosidad del medio. Por otra parte bajo condiciones de cargas altas de DBO, un medio de empaque con partículas rugosas tiende más a ocluirse y producir efluentes de baja calidad, mientras que un medio con una superficie regular no acumula una cantidad excesiva de biopelícula y continúa produciendo efluentes satisfactorios.

Empaques sintéticos

Materiales usados. Los medios de empaque fabricados de materiales plásticos ligeros aparecieron comercialmente a mediados de los años 50's; desde entonces una amplia variedad de tipo de empaque han sido comercializados, aunque su uso todavía no está muy generalizado.

El advenimiento de estos medios de empaque ha ampliado las aplicaciones de los filtros biológicos.

Los empaques modulares son generalmente fabricados de PVC. Son recomendables debido a su resistencia al ataque de los solventes, no es inflamable y no se hace quebradizo con el envejecimiento. Por otro lado, los medios hechos a base de poliestireno han operado satisfactoriamente por muchos años en filtros que tratan agua residual doméstica.

La mayoría de los medios plásticos al azar son hechos de polipropileno o polietileno, los cuales tienen características muy apropiadas.

Los medios de empaque plástico pueden ser clasificados dentro de dos grupos: modulares y al azar. Las formas modulares, las cuales probablemente son las más ampliamente utilizadas, comprenden un conjunto de superficies ensambladas usualmente en forma de hojas corrugadas, las cuales se espacian en una forma predeterminada de acuerdo al uso que se le vaya a dar. Las superficies por lo general están orientadas de manera que ambos lados estén expuestos al flujo de líquido. En algunos casos las hojas están corrugadas por ambos lados para evitar una caída libre del líquido a través del empaque. El espaciamiento regular de las superficies asegura espacios libres de tamaño uniforme en todo el lecho empacado, con lo cual se dis

minuye el riesgo de oclusiones y se facilita la ventilación (Gromiec et.al., 1972) Para mejorar la distribución del agua residual en el filtro, los módulos son colocados en forma cruza uno con respecto al otro (Parker, et.al., 1984). La separación que existe entre las superficies es inversamente proporcional al área específica del empaque.

Entre los tipos disponibles de empaques modulares la separación entre hojas va de 1 a 3 cm presentando áreas específicas normales de 70 a 170 m^2/m^3 respectivamente.

Los empaques plásticos al azar están basados en las formas establecidas de los empaques utilizados en las torres que son usadas en operaciones de transferencia de masa. Los requisitos de gran superficie específica y grandes espacios libres en ambos casos son las mismas. Como su nombre lo indica, estas medios de empaque están constituidos por piezas individuales las cuales llenan al azar el interior del filtro.

Algunos tipos de anillos comerciales son aquellos con separaciones interiores y paredes no perforadas. Estos proveen una mayor área superficial que un anillo sencillo del mismo diámetro. El intervalo de diámetros para varias formas de anillos va de 40 a 100 mm correspondiéndoles áreas específicas de 70 a 170 m^2/m^3 .

Los espacios libres de los empaques cilíndricos son usualmente de 70 a 95%.

Una de las mayores ventajas de los medios de empaque al azar es su adaptabilidad a cualquier configuración que presente el filtro percolador, mientras que algunos de los medios de empaque modulares tienen que ser especialmente cortados y arreglados para colocarlos en filtros circulares. Es posible que los empaques al azar muestren una mejor eficiencia debida a la alta proporción de superficies no verticales, lo cual origina mayores tiempos de retención y redistribuyen y mezclan el líquido cuando este cae de una superficie a otra. Por otro lado estos medios, muestran una gran propensión a ocluirse con la biopelícula bajo condiciones de altas cargas orgánicas, además de que una cierta porción de cada empaque individual no entra en contacto con el líquido.

Por lo general ninguno de estos dos tipos de empaques muestra una gran ventaja sobre el otro en términos de eficiencia y ambos pueden ser usados de acuerdo con los principales requerimientos de diseño y consideraciones económicas (Mabbott, 1982).

El tipo de polímeros utilizados para la manufactura de los medios plásticos, obviamente tienen propiedades físicas y químicas apropiadas además de su no biodegradabilidad. Algunos plásticos tales como los fenil-formaldehídos y los urea-formaldehído

dehidos han sido rechazados para estos fines.

Los medios plásticos presentan desventajas en comparación con los medios de empaque minerales, en cuanto a que si la operación es interrumpida por un periodo considerable la biopelícula se deshidrata más fácilmente, por lo que últimamente se han favorecido los medios plásticos altamente porosos (Schroeder, 1982).

Debido a su baja densidad, los medios de empaque plásticos son generalmente usados para filtros con profundidades considerablemente mayores que su diámetro (Calvin, et.al., 1984), pero no hay razón para que éstos no puedan ser utilizados en filtros poco profundos. Los empaques plásticos son muy recomendables bajo condiciones de carga que resultarían excesivas para un medio de empaque mineral (Olezkiewicz, 1977). Se ha visto que la acumulación en un medio de empaque modular no excede del 20% del espacio libre y por lo general es mucho menor.

El tratamiento parcial de aguas residuales, industriales con altas cargas de DBO, son hasta ahora el principal campo de aplicación de los medios plásticos, junto con los procesos de filtración de alta tasa.

Debido a la geometría abierta de algunos de los medios de empa

que modulares, es posible el aplicar agua residual doméstica sin un tratamiento primario, sin correr un riesgo inmediato de oclusión del medio. Pero por experiencia general es recomendable tener algún tipo de sedimentación preliminar, para minimizar los problemas en los sistemas de distribución.

En términos generales las mayores ventajas de los medios de empaque plástico son: El relativo bajo peso comparado con los conglomerados minerales (Chipperfield, 1967), la mejor distribución y geometría de los espacios libres en relación con las superficies de contacto (Schroeder, 1982). Además algunos de los problemas asociados con los medios de empaque minerales tales como la variación de tamaño nominal, la presencia de polvos y finos no se presentan. La principal desventaja es su alto costo (de 5 a 10 veces más que un empaque mineral de buena calidad). Sin embargo en término del costo global del filtro, la diferencia no es tan grande y están compensados por la diferencia en la calidad de los efluentes así como en su durabilidad.

Las propiedades físicas de algunos tipos de medios de empaque plásticos se reportan en la Tabla IV junto con algunos de los medios de empaque minerales típicos a modo de comparación entre ambos (Curds, 1983; Albertson, Eckenfelder, 1984).

TABLA IV. PROPIEDADES DE VARIOS MEDIOS DE EMPAQUE PLASTICOS Y DE UN MEDIO DE EMPAQUE MINERAL TIPICO

Tipo de medio	Composición	Densidad empacada kg m^{-3}	Area superficial específica $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$	Proporción de espacios libres %
Empaque Plástico Modular	Hojas de cloruro de polivinilo	37	85	98
Empaque Plástico Modular	Tubos de cloruro de polivinilo	80	220	94
Empaque Plástico al Azar	Anillos pall de 50 mm	100	100	95
Empaque Plástico al Azar	Anillos pall de 25 mm	100	220	95
Empaque de origen mineral	Roca de 50 mm	1350	105	50

3.3.4 Estructura del piso

Los filtros percoladores recientes a menudo tienen un falso fondo construido de losas perforadas o una cama de varilla sobre el cual descansa el lecho empacado. Este arreglo facilita el flujo del efluente y promueve la ventilación natural a través de la base del filtro. En otros casos -especialmente en filtros antiguos- en instalaciones muy grandes donde el costo de un falso fondo es muy alto, el drenaje y la ventilación son provistos por el uso de un bajo dren que va de la mitad del piso principal de la periferia hacia el centro; el medio empacado entonces descansa sobre los drenes y sobre el piso principal. En el caso de filtros empacados con medios minerales, la capa del medio empacado que se encuentra en la base es usualmente de tamaño grande (p.ej. 100-150 mm) para minimizar la posibilidad de restricción en el flujo de líquido o del aire.

Tanto el piso como los canales, se recomienda inclinarlos a un gradiente de por lo menos 1 por ciento para que de esta manera, se mantenga una velocidad mínima del efluente de 600-900 mm/s y evitar la acumulación de sólidos bajo el filtro. De acuerdo con el diseño, el flujo del efluente sobre el piso de un filtro circular puede ser dirigido hacia adentro, a un colector central hacia la periferia o bien hacia uno de los lados del filtro y de aquí a través de un canal o tubería de conducción

se lleva hacia afuera.

El piso de los filtros rectangulares generalmente drena el efluente a un canal que se encuentra longitudinalmente en la parte media del filtro y con salida en uno de los extremos.

3.3.5 Sistemas de distribución

La función del sistema de distribución es aplicar el líquido sobre la superficie del empaque uniformemente. Debe operar sin necesidad de una atención y mantenimiento frecuente y su funcionamiento no debe ser afectado por ninguna condición climática adversa como vientos fuertes y bajas temperaturas.

La eficiencia de un filtro percolador está influenciada marcdamente por la manera en la cual la alimentación es aplicada al medio empacado así como la frecuencia de su aplicación.

Para filtros convencionales de baja tasa, una dosificación intermitente en lugar de una continua tiene como resultado una alta carga hidráulica instantánea que provee de un mejor control sobre el exceso de biopelícula.

Existen dos tipos de sistemas de distribución: los estáticos y los móviles.

Distribuidores estáticos. Estos tienen la forma de una red de tuberías o canales abiertos, soportados sobre la superficie del filtro, y descargan el líquido de alimentación sobre el lecho empacado. Antes de ser descargado, el líquido choca con accesorios que incrementan la dispersión de este sobre la superficie. Los canales se usan preferentemente en lugar de tuberías debido principalmente a su economía, facilidad de mantenimiento y limpieza.

Actualmente los distribuidores estáticos son raramente empleados en filtros convencionales y su aplicación se limita a filtros percoladores rectangulares de alta tasa para los cuales los sistemas de distribución móviles no resultan prácticos o económicos, o bien en filtros rectangulares muy pequeños que sirven a comunidades aisladas.

La uniformidad de dosificación y el completo mojado de la superficie que ofrecen la mayoría de los sistemas de distribución estáticos es poca comparada con que se obtienen con un sistema de distribución móvil.

Distribuidores móviles. Dentro de este grupo existen dos tipos básicos:

Distribuidores rotatorios. Empleados principalmente en filtros de sección circular.

Distribuidores reciprocantes. Exclusivamente usados para lechos empacados de sección rectangular.

Distribuidores rotatorios

Estos son, hoy en día, unos de los más comúnmente empleados. Por lo general, el líquido de alimentación es conducido por el centro del lecho empacado mediante una tubería que lo atraviesa, llegando a una cámara de distribución en una columna rotatoria que está pivoteada en el centro del filtro, en la cual se acoplan radialmente tuberías que se extienden hasta la periferia del lecho empacado (figura 4).

Para evitar que el líquido se fugue a través de los baleros, es necesario el incorporar un sello contra el agua entre las partes estacionarias y las partes móviles de la columna.

Las salidas del líquido de alimentación en los brazos del distribuidor pueden ser simples agujeros, boquillas de reacción o boquillas de esparido; cada tipo puede o no tener por separado platos distribuidores. Las posiciones de las salidas son de tal manera que cada una cubre por separado un área anular del lecho empacado, siendo menos espaciados conforme se incrementa la distancia del centro a la periferia, para que de esta manera se tenga una tasa uniforme por unidad de área del empaque. Es importante que el tamaño de las salidas en los brazos

sea lo suficientemente grande para asegurar que los taponamientos no van a ocurrir con frecuencia.

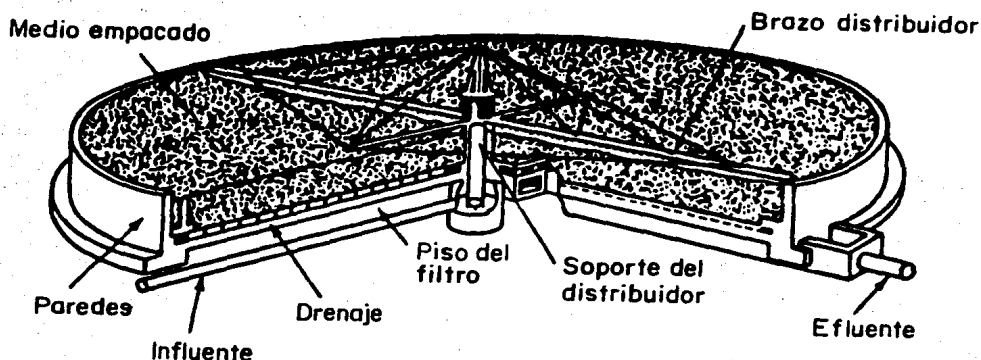


Fig 4. Esquema de un distribuidor rotatorio

La fuerza necesaria para que rote el distribuidor es comúnmente provista por la reacción que se da al descargar el agua a través de las boquillas. Para un movimiento satisfactorio, es necesario, un tirante de líquido de unos 0.5 m así como un buen balance y baja fricción en los baleros del distribuidor. Aunque esta forma de fuerza para el movimiento de rotación tiene características de simplicidad, economía e independencia de suministros externos de energía, la velocidad de rotación es difícil de controlar, e incluso puede llegar a detenerse cuan-

do se manejan bajos flujos, ocasionando una sobrecarga local en el lecho empacado con la consiguiente deterioración de la calidad del efluente. Una alternativa al movimiento por reacción, también independiente de fuentes externas de energía es el uso de un mecanismo de columna hidráulica con la cual rota el distribuidor incluso a bajos flujos pero cuya velocidad de rotación es todavía dependiente del flujo (Curds, 1983).

Una forma efectiva de regular la velocidad de rotación es el uso de un motor. De acuerdo con las condiciones de operación, el número de revoluciones requerido puede ser seleccionado y mantenido independientemente del flujo que se está manejando. En la práctica las velocidades de rotación están en el intervalo de 2 a 60 rph dependiendo del número de brazos y la periodicidad de dosificación requerida.

En los EUA otra forma de distribuidor rotatorio conocido como "disco rotatorio" ha sido usado para filtros circulares de alta tasa. Este está constituido por un disco horizontal de 30 a 100 cm de diámetro montado en el centro del filtro y que gira a cerca de 300 r.p.m. La alimentación al filtro se descarga sobre el disco y sale despedida en forma de gotas sobre la superficie del lecho empacado. Las ventajas potenciales de este sistema son: la ausencia de bloqueos, operabilidad con amplios intervalos de flujo y no existe la necesidad de un sello contra el agua entre las partes estacionarias y móviles.

La forma de distribución espreada y la dificultad de cubrir uniformemente la superficie del medio son inconvenientes en filtros convencionales, por lo que el sistema no ha adquirido popularidad.

Distribuidores reciprocantes

Los distribuidores de este tipo son usados casi exclusivamente en el Reino Unido para filtros rectangulares grandes. Por lo general tales filtros están contruidos con un canal de alimentación en el cual se extiende longitudinalmente al centro del lecho empacado. Las paredes del canal sirven como guías para soportar una o más carretillas distribuidoras a lo largo del medio; cada carretilla distribuidora soporta tubos que se extienden a lo ancho del filtro y que llevan en si salidas de líquido uniformemente espaciadas, que generalmente son simples boquillas. El movimiento de las carretillas de distribución se logra por medio de un mecanismo de tornillo sin fin con un motor en uno de los extremos, por autopropulsión, o por medio de un motor. La velocidad de las carretillas es usualmente lenta no más de 10 m/min. Los lechos empacados particularmente largos pueden tener varios distribuidores operando por secciones (figura 5).

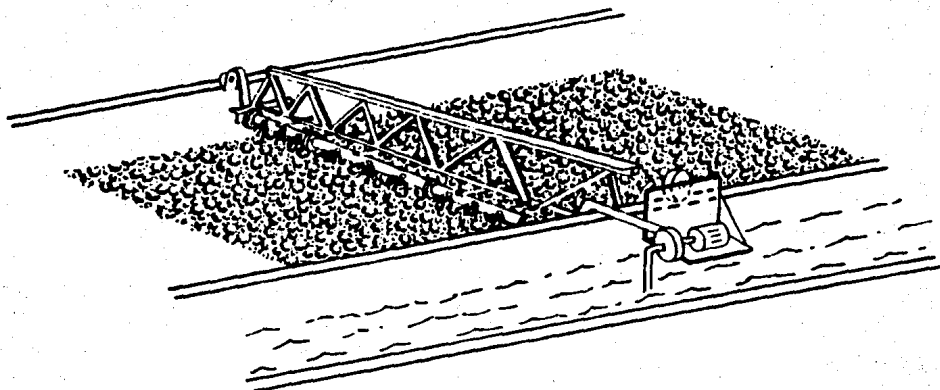


Fig 5. Esquema de un distribuidor recíprocante.

3.3.6 Construcciones especiales

Filtros encerrados. En lugares que sufren inviernos severos y prolongados, es necesario proteger los filtros percoladores para evitar formaciones de hielo en el sistema de distribución y en la superficie del lecho. Comúnmente se construye un domo o/y techo soportado sobre las paredes del filtro, o alternativamente, el filtro entero puede ser cubierto por una construcción que lo mantenga aislado o incluso puede ser calentado. Con esto es posible operar continuamente a temperaturas ambientales hasta de -20°C . La humedad relativa dentro de la construcción es alta por lo que puede causar problemas de corrosión de las partes metálicas, o bien formación de neblinas

sobre los lechos empacados.

Los filtros encerrados profundos se encuentran comúnmente en Alemania donde las plantas de tratamiento están situadas, por lo general, bastante cerca de las casas y donde el control sobre los olores y las moscas es particularmente importante.

Ha habido varias investigaciones para comparar el funcionamiento de filtros a cielo abierto y de los filtros encerrados operando bajo condiciones de clima templado. En la mayoría de los casos los resultados no fueron decisivos (Curds, 1983).

4. DESCRIPCION DEL PROCESO EN ESTUDIO

El proceso está constituido por 3 secciones:

4.1 Captación y pretratamiento

4.2 Sistema filtro percolador y sedimentador

4.3 Procesos finales

El objeto de esta separación es hacer notar que los incisos 4.1 y 4.3 son comunes a los otros tratamientos biológicos, mientras que el inciso 4.2 es propiamente el sistema en estudio, por lo que se le dará mayor énfasis.

4.1 Captación y pretratamiento

4.1.1 Colectores

Estos colectores son tres líneas que conducen agua residual proveniente de la zona de Humanidades de C.U., de la zona de Institutos y del drenaje municipal de la colonia Copilco El Alto (fig 6). Actualmente no se cuenta con datos de los gastos de captación de cada uno de ellos (Jiménez, 1986) ya que únicamente basta con conocer el influente total a la planta.

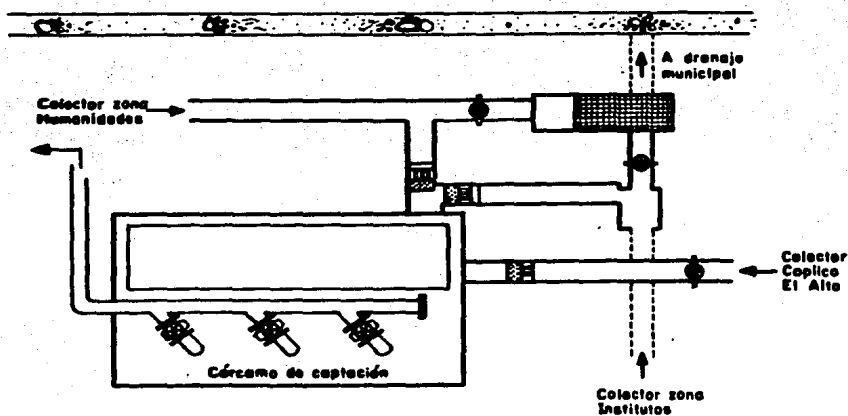


Fig 6. Colectores. Vista de Planta

En cada una de las líneas se encuentran colocadas trampas de grasa (excepto en la de Copilco), rejillas y coladores con lo que se logra una remoción de sólidos gruesos y natas como un primer paso de pretratamiento, llegando a eliminarse un promedio de 0.07 m^3 de sólidos/día.

Las tres líneas van a desembocar a un cárcamo común llamado de captación, o bien, pueden ser dirigidas mediante compuertas (una para cada colector) hacia el sistema general de drenaje.

Debido a que los colectores son canales abiertos en la parte contigua al cárcamo de captación y además están a nivel de piso, pueden conducir el agua acumulada en el tanque regulador de tormentas hacia el cárcamo de captación, o bien hacia el drenaje.

4.1.2 Cárcamo de captación

Está constituido por una cámara de 62 m^3 aproximadamente (fig. 6) colocada bajo el nivel del tanque regulador de tormentas, con un tiempo de retención máximo de 0.5 hr (Jiménez, 1936).

Parte de la función de las rejillas y coladores de los colectores es impedir el paso de partículas grandes hacia las bombas que se encuentran en este cárcamo. Estas son 3 bombas su-

mergibles, centrifugas de 15 Hp con un gasto promedio de 22 l/s, (Catálogo del fabricante) las cuales descargan a una línea de 6" de diámetro que conduce el agua hacia un sistema de sarenador situado en la parte más alta de la PTARCU.

Esta línea principal cuenta con un retorno controlado mediante una válvula de compuerta que permite el paso únicamente a la cantidad deseada en el desarenador.

4.1.3 Desarenador

Este sistema constituye el pretratamiento para eliminar sólidos de menor tamaño que logran pasar a través de las rejillas y coladores de los colectores. Por lo general en estos equipos se busca eliminar arenas y material sólido como trozos de tela, huesos, semillas, restos de alimentos, granos y todo aquello que pueda representar abrasión en el equipo de bombeo, tuberías, accesorios, así como formar depósitos que obstruyan el flujo del agua a través de éstos.

El desarenador con que cuenta la PTARCU (fig 7) es de tipo cuadrado 3.04 x 3.05 m (Jiménez, 1986) con un sistema de rastras giratorio que conducen los sedimentos hacia un tornillo sin fin que va a depositar las "arenas" en una caja de recolección.

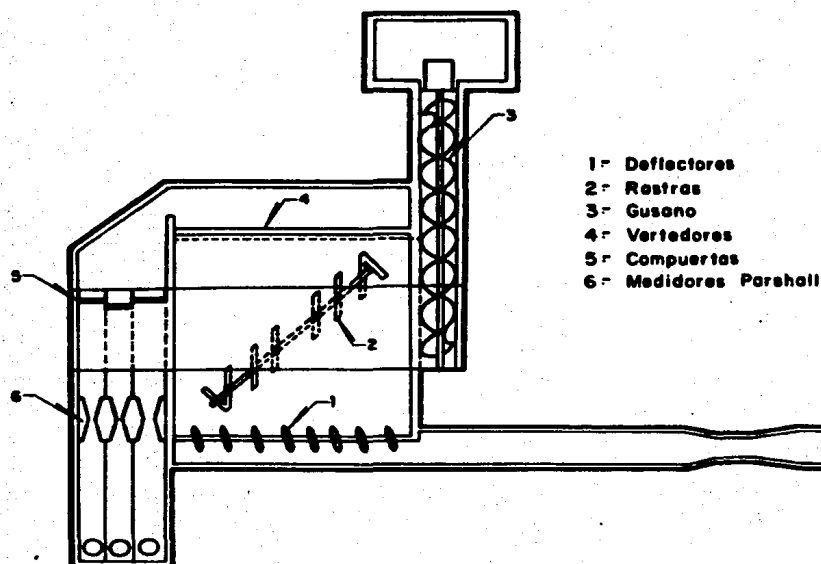


Fig 7. Desarenador. Vista de Planta

El tiempo de retención en este sistema es aproximadamente de 116 segundos.

A la salida del desarenador se encuentra una serie de vertedores triangulares que permite el paso, únicamente, del agua superficial hacia el canal de entrada a los medidores Parshall.

Es necesario hacer la observación que este sistema presenta varios problemas operativos (espaciamiento entre el tornillo sin fin y su carcasa, insuficiencia del depósito de arena, taponamiento del mismo, etc.) lo que hace que su eficiencia esté muy por debajo de la que debería presentar.

4.2 Sistema filtro percolador (fig 8)

- 1: Compuerta
- 2: Canal Parshall
- 3: Cárcamo de influente
- 4: Torre empacada
- 5: Caja partidora
- 6: Cárcamo de efluente
- 7: Sedimentador

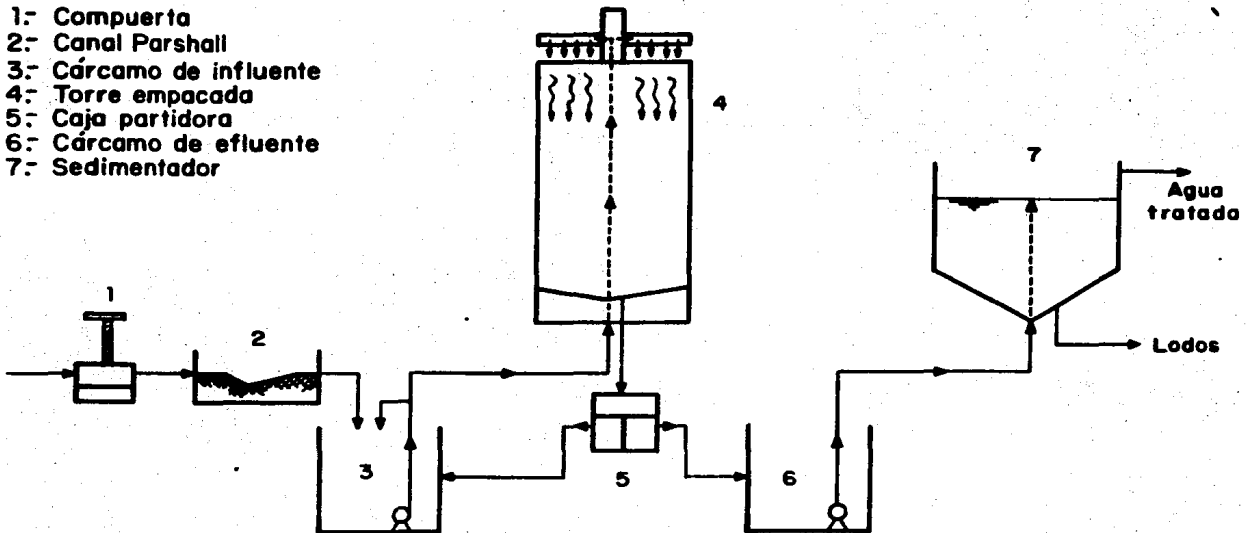


Fig 8. Diagrama de flujo del Sistema Filtro Percolador

4.2.1 Medidores Parshall

Este es el punto de separación hacia cada uno de los sistemas de tratamiento biológico, donde es regulada la cantidad de agua de influente, deseada en ellos. Este control del gasto en forma individual se lleva a cabo por medio de su respectiva compuerta.

Los medidores Parshall se utilizan para determinar el gasto que pasa a través de un canal abierto, y sirven para líquidos que traen sólidos suspendidos, ya que la presencia de estos no interfiere en la medición.

Basados en las lecturas del Parshall se llevó parte del registro del gasto de alimentación al filtro percolador.

Una vez que el agua pasa por el medidor, fluye por gravedad a través de una tubería de 6" (15.24 cm) de diámetro que descarga en el cárcamo de influente.

4.2.2 Cárcamo de influente

Este cárcamo es una cámara de concreto armado de 13.2 m^3 ($2.00 \times 1.70 \times 3.90 \text{ m}$) que recibe el agua proveniente del pretratamiento mediante una descarga abierta (figs 10 y 11).

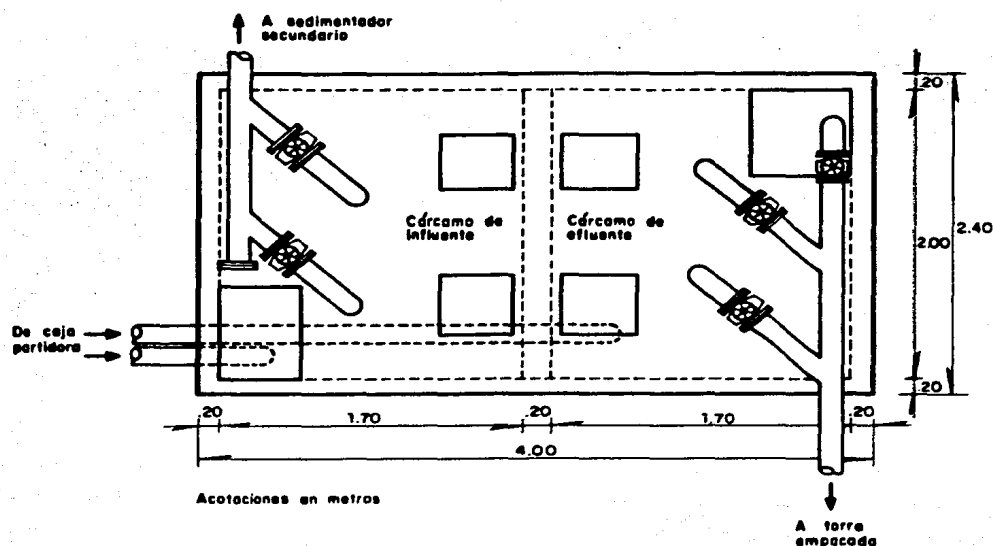


Fig 10. Cárcamos de Influyente y Efluente del Filtro Percolador. Vista de Planta.

Dentro de este cárcamo se encuentran 2 bombas sumergibles, centrífugas, marca Impel Mod. LG-54-100 de 5 HP con las que se bombea el agua hacia la torre empacada a través de una tubería de 6" (15.24 cm).

Debido a que estas bombas están sobradas existe una válvula que da paso a una línea de retorno que permite regular el gas to que llega a la torre empacada, evitando con esto que las bombas tengan que ser "castigadas" al cerrar parcialmente las válvulas que están después de ellas.

Por uno de los costados del cárcamo entra una tubería proveniente de la caja partidora (ver sección 3.2.4) que conduce agua del efluente de la torre empacada y se utiliza para recircular el agua tratada. Esta línea es de suma importancia, ya que la tasa de recirculación juega un papel muy importante en la operación y eficiencia de los filtros percoladores.

Dentro del cárcamo están dos electroniveles que evitan, que el agua se derrame al existir un exceso en el suministro haciendo que las bombas trabajen al llegar al electronivel de arranque (2.40 m aproximadamente), o bien detienen el bombeo si el nivel del agua baja más allá del electronivel de paro (1.00 m), evitando así que las bombas trabajen en "seco".

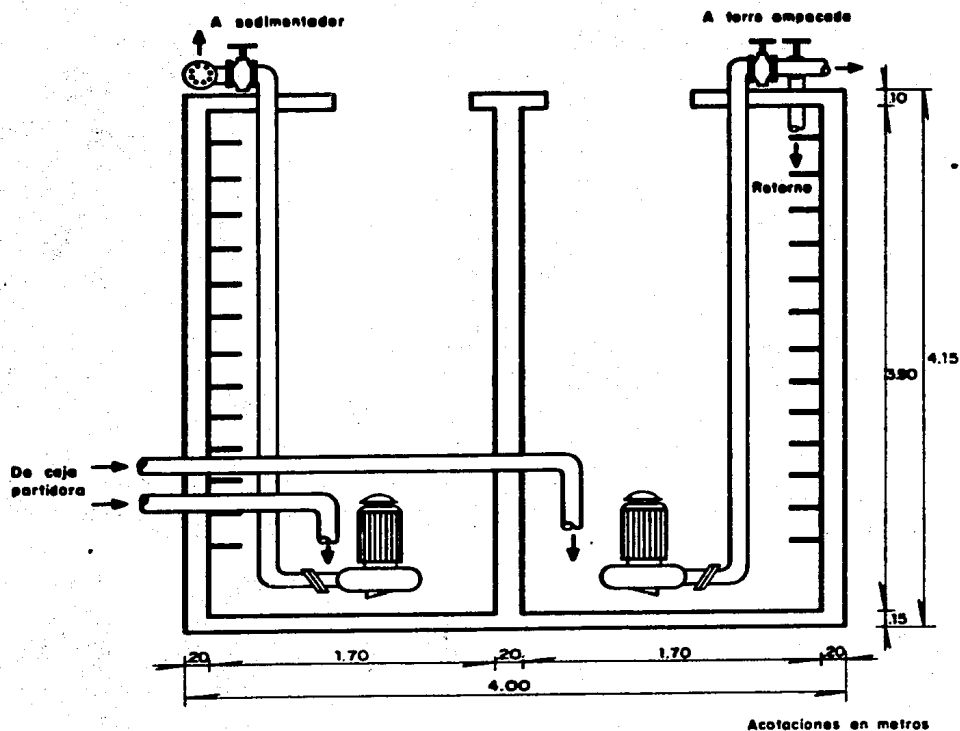


Fig 11. Cárcamos de Influyente y Efluente del Filtro Percolador.
Corte

4.2.3 Torre empacada

Este es el equipo central del proceso ya que es aquí en donde se lleva a cabo el tratamiento biológico.

Dentro de él se pueden distinguir 3 aspectos:

- Obra civil
- Medio de empaque

- Brazo distribuidor.

Obra civil

El cuerpo del filtro percolador está constituido por un cilindro de concreto armado de 3.44 m de diámetro externo y 6.44 m de altura, con un espesor de paredes de 19 cm (fig 12).

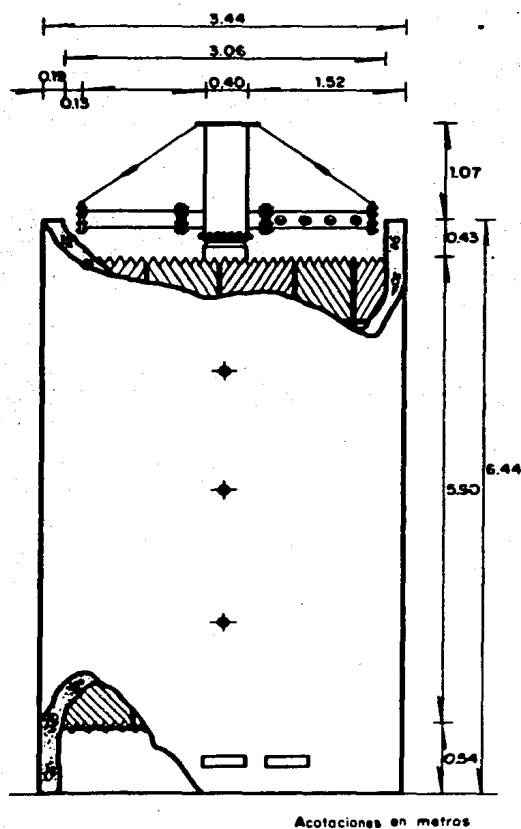


Fig 12. Torre Empacada. Vista Lateral

Por el centro de éste, asciende otro cilindro de concreto más pequeño (0.4 m aproximadamente) que lleva en su interior la línea de alimentación de 6" (15.24 cm) que proviene del cárcmo de influente.

En la parte inferior del cuerpo del filtro se localizan dos "ventanas" rectangulares (0.4 x 0.12 m) situadas a 0.45 m arriba del nivel de piso y 0.08 m por debajo del empaque.

Es importante hacer notar que el área de estas ventanas (0.096 m^2) es insuficiente comparada con la recomendada en la literatura. En publicaciones de la Water Pollution Control Federation (1967) se especifican 0.1 m^2 por cada 3-4.5 m de periferia de la torre. Si consideramos que este filtro tiene 10.8 m de periferia, entonces debería contar con 0.239 m^2 de área de aeración; por tanto es necesario aumentar 2.5 veces el área existente. Por otro lado para Metcalf & Eddy (1979) es necesario 0.24 m^2 que es prácticamente igual a la anterior, lo que viene a comprobar la insuficiencia de aeración en el sistema.

Por el fondo de la torre sale la tubería que conduce el agua tratada que es recolectada en la base de ésta y va a descargar a la caja partidora (ver sección 4.2.4).

Medio de empaque

Dentro de todo el volumen de la torre se encuentra colocado empaque plástico, que sirve como soporte a la película biológica del sistema.

El empaque es marca Bio-Dek de PVC de flujo cruzado. La distribución del agua y del aire se lleva a cabo tanto en forma vertical como lateral lo que disminuye la posibilidad de zonas secas dentro del medio.

El empaque está conformado por módulos rígidos de PVC (ANSI/ASTM D-1784-78: 12454 B) cuyas dimensiones son 0.6 x 0.06 x 1.20 m (Catálogo del fabricante-Munters, Co.) los cuales soportan cargas de 50 lb/ft^2 por ft de altura del medio ($74.4 \text{ kg/m}^2 \text{ m}$), y con un peso de 14.5 kg aproximadamente.

Existen 3 tipos similares de empaque Bio-Dek con estas características. La diferencia entre cada uno de ellos reside en el área de empaque por unidad de volumen. En el caso del que contiene el filtro percolador de este estudio, se trata del Bio-Dek B 19060 con $140 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ($42 \text{ ft}^2/\text{ft}^3$) y una relación de espacios vacíos de 95%.

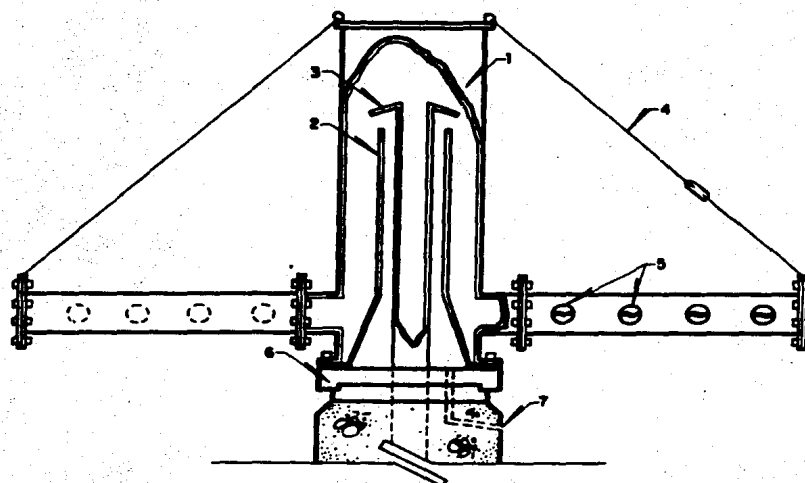
Toda la columna de empaque tiene una altura de 5.90 m y descansa sobre una cama de varilla colocada a 0.54 m del nivel del piso. El diámetro de la zona empacada es 3.06 m lo que da un volumen de 43.38 m^3 de empaque. Considerando que en el centro no existe éste ya que está el cilindro central de concreto, obtenemos 42.6 m^3 de volumen neto empacado del filtro percolador.

Brazo distribuidor

La distribución del agua sobre el empaque está a cargo de un sistema distribuidor giratorio hidráulico colocado en la parte superior del biofiltro y que descansa directamente sobre el cilindro central de concreto.

Este sistema consiste en una estructura central y cuatro brazos perpendiculares colocados alrededor de éste, que contienen las boquillas por donde sale el agua a presión, dándole con esto movimiento giratorio.

La línea de alimentación es reducida a una tubería de 4" (10.16 cm) y termina en la parte superior del cilindro del distribuidor. Este tubo tiene, en la parte final, una ceja para evitar el paso del agua hacia el espacio comprendido entre éste tubo y el lado interno de otro tubo concéntrico. (Fig 13).



- 1 Cilindro externo
- 2 Cilindro de protección del mecanismo móvil
- 3 Tubo central (con caja)
- 4 Tensores
- 5 Baquillas
- 6 Mecanismo móvil
- 7 Desague

Fig 13. Vista seccionada del brazo distribuidor

El segundo componente tiene como fin proteger el mecanismo de giro, evitando, en lo posible, que el agua entre al interior de éste. Es importante que la cantidad de agua que logre penetrar, pueda ser eliminada por un pequeño orificio de drenaje (aproximadamente 1/2") situado en la base. El agua que no es desalojada puede penetrar a la chumacera en donde se encuentran los baleros sobre los cuales gira el distribui

dor; la experiencia señaló en este caso los siguientes problemas:

- 1) El agua emulsiona el aceite, o bien lo desplaza haciendo que reboce hacia el interior del filtro cayendo sobre el empaque creando una capa aceitosa que evita la transferencia libre de oxígeno y nutrientes entre el líquido y la biopelícula.
- 2) El aceite que es arrastrado por el agua, crea flotación de lodos o bien una "nata" aceitosa en el sedimentador secundario.
- 3) Interferencia en los resultados de los análisis de laboratorio.
- 4) Pérdida de una buena lubricación lo que origina paros o un giro más lento. Con la consecuente mala distribución del agua sobre el empaque.

Envolviendo a los dos cilindros antes descritos, se encuentra el cilindro externo de 0.40 m de diámetro, en el cual están acoplados los brazos. Este cilindro descansa sobre una plataforma giratoria.

Los brazos están situados a 0.15 m arriba de la base del ci-

lindro. Cada uno de ellos tiene 1.23 m de largo y 4" (10.16 cm) de diámetro, y cuentan con 4 boquillas de 2" (5.08 cm) de largo y 1 1/2" (3.81 cm) de diámetro, distribuidas equidistantemente a lo largo de cada brazo.

Dichas boquillas son las encargadas de rociar el agua sobre toda la superficie del empaque. La distribución es más uniforme, cuando se logra una "cortina" de agua a todo lo largo del brazo. Para esto se observó que la abertura necesaria de la boquilla debe tener forma de "8".

La presión o cabeza hidráulica necesaria para obtener la reacción suficiente de giro proviene del nivel que alcanza el agua dentro del cuerpo del distribuidor. La presión estática mínima para el movimiento está recomendada (Joint Commitee, ASCE, 1977) entre 0.3 y 0.6 m sobre la línea central de los brazos, dependiendo del peso del distribuidor. Estos autores recomiendan evitar velocidades de salida del agua mayores a 1.2 m/s para evitar dañar la biopelícula de la superficie del filtro.

Otra observación que se debe hacer, es que los sistemas distribuidores giratorios hidráulicos son recomendados para filtros cuyo diámetro esté comprendido entre 20 a 20 ft (6.1 a 61 m), lo cual no es el caso del filtro percolador de la PTARCU ya que éste tiene 3.06 m.

4.2.4 Caja partidora

Sus dimensiones son 0.70 m de ancho, 0.96 m de largo y 0.80 m de profundidad y tiene como fin el proveer de recirculación de agua tratada hacia el cárcamo de influente, (fig 14). Esto se logra mediante la división interna de la caja en 3 cámaras. Una de ellas (la que recibe directamente la línea proveniente del filtro percolador, que la llamaremos A), se comunica con cada una de las otras dos (B y C). Existe una compuerta corrediza horizontal que permite el paso del agua de la cámara A hacia la B ó C o bien a ambas, dependiendo de su posición.

Si la compuerta evita el paso hacia la cámara C, el 100% del agua (efluente de la torre empacada) se va a la cámara B y viceversa, siendo estos los casos extremos en los que todo el efluente es recirculado, o bien, no existe recirculación. Entre estas dos posiciones, se encuentran otras que permiten controlar el porcentaje de recirculación deseado.

La cámara B se comunica con el cárcamo de influente de la torre mientras que la cámara C se comunica con el cárcamo de efluente (ver sección 4.2.5), ambas conexiones se hacen mediante tubería subterránea de 6" (15.24 cm).

Es posible conocer la cantidad de agua que entra a cada una

de las cámaras B y C ya que el espacio de comunicación con la cámara A trabaja de manera similar a un vertedor rectangular.

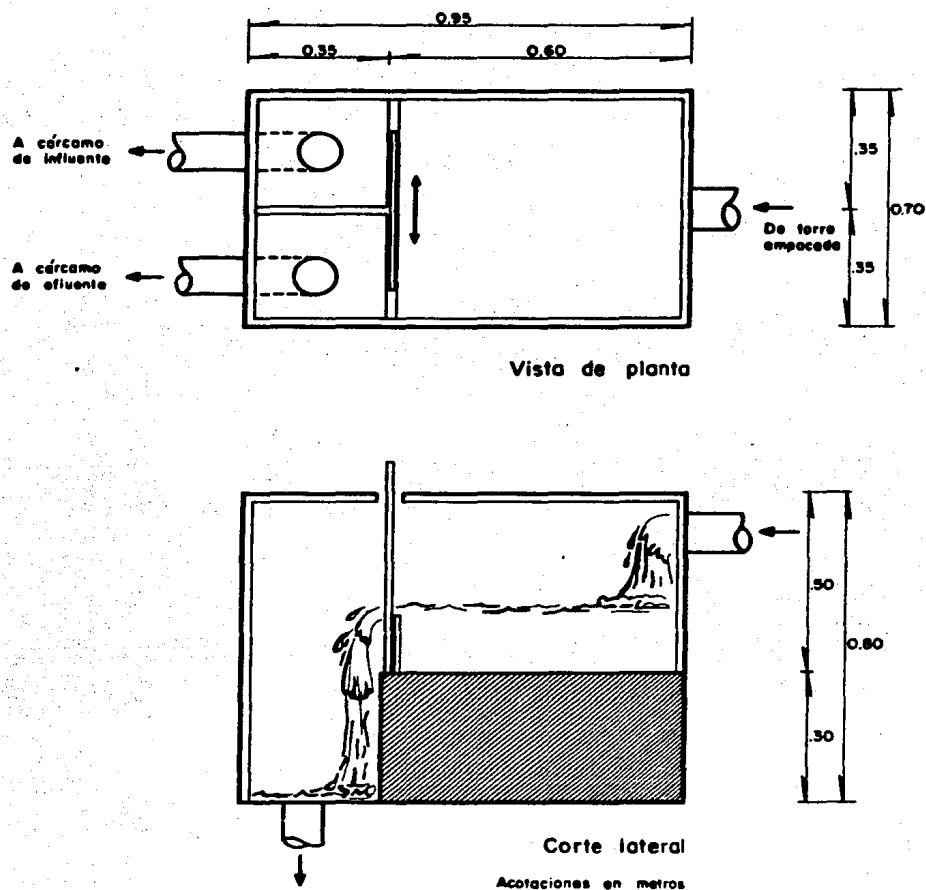


Fig 14. Caja Partidora. Vista de Planta y Corte.

Durante este estudio el sistema operó sin recirculación.

4.2.5 Cárcamo de efluente

Esta es una cámara idéntica al cárcamo de influente (descrito en la sección 3.2.2) que está situada en el lado poniente de la torre y parcialmente bajo el nivel del piso (figs 10 y 11).

Este cárcamo recibe el agua tratada que proviene del filtro percolador y es bombeada hacia el sedimentador secundario del sistema mediante 2 bombas sumergibles, centrífugas, marca Impel, Mod. LG-24-76 de 2 HP colocadas en paralelo dentro de este cárcamo. Cada línea de bombeo cuenta con una válvula de compuerta situada delante de la bomba, con lo que el gasto hacia los sedimentadores puede ser controlado.

Es importante hacer notar que esta línea no cuenta con retorno, lo que origina que si se requiere un gasto pequeño hacia los sedimentadores, las bombas se castiguen al operar con las válvulas parcialmente cerradas.

4.2.6 Sedimentador secundario

El sedimentador del sistema del filtro percolador es un tanque cilíndrico de concreto armado de 4.25 m de diámetro (Jiménez, 1986) y con una altura promedio de 5.40 m, (con fondo a desnivel) (Fig 15). La alimentación se lleva a cabo por

una tubería que asciende por dentro de un cilindro central de concreto de 1 m de diámetro.

Este cilindro de concreto tiene, en la parte superior, ranuras rectangulares (0.1 x 0.35 m) por las que sale el agua de la tubería hacia el área del sedimentador. Una vez que el agua sale, choca con una mampara concéntrica de 0.9 m de altura sumergida casi totalmente.

Los sólidos sedimentables se van al fondo del tanque, mientras que el líquido sale por la parte superior a través de vertedores colocados en una mampara en la periferia del sedimentador. Esta mampara conduce a una canaleta que colecta toda el agua que sale del tanque y la dirige, mediante una tubería de 4" (10.16 cm), hacia los filtros de arena.

En el fondo del sedimentador hay una rastra (acoplada al puente giratorio) que "barre" los lodos depositados, los que son arrojados al drenaje posteriormente. Los lodos que flotan en la superficie del líquido son eliminados con un desnador que los va arrastrando hacia una charola situada en la superficie. Esta charola tiene una tubería que descarga al drenaje.

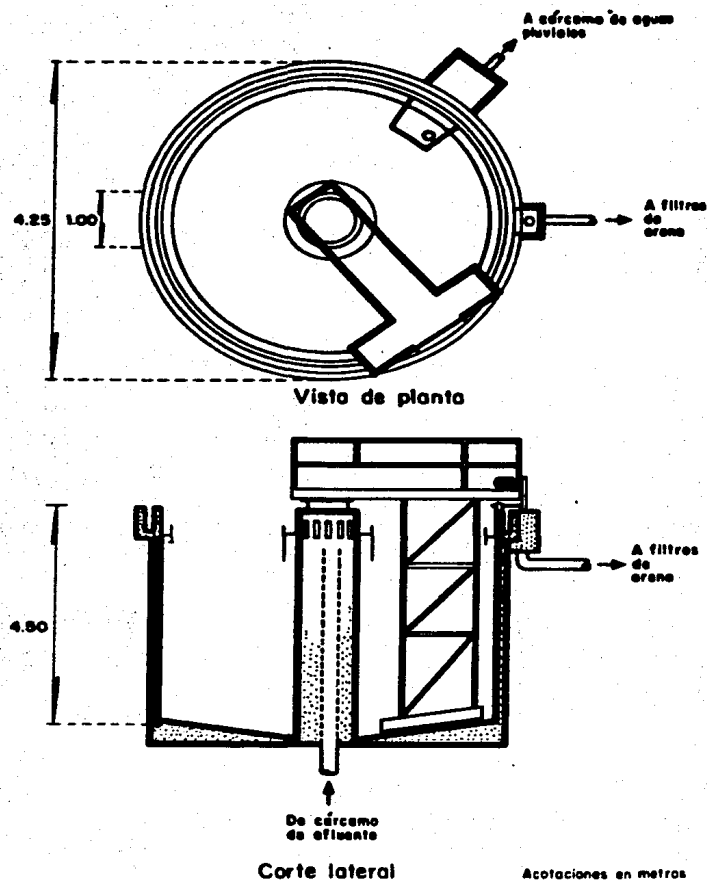


Fig 15. Sedimentador Secundario. Vista de Planta y Corte.

4.3 Procesos finales

El agua que fué tratada en cada uno de los sistemas biológicos en forma separada, se vuelve a unir nuevamente para ser procesada en forma conjunta, a través de filtros de arena,

una cloración y el bombeo hacia la red de distribución de agua de riego de Ciudad Universitaria.

4.3.1 Filtros de arena

Estos son 6 filtros abiertos, cada uno de 1.80 m de ancho, 2.10 m de largo y 5.65 m de alto colocados en paralelo frente a los sedimentadores.

Originalmente el medio filtrante era antracita y arena, pero actualmente existe solo la cama de arena (Jiménez, 1986). Esta cama es de 1.80 m x 1.80 m y un espesor de 0.60 m. (Fig 16).

Estos filtros tienen como objeto el separar los sólidos suspendidos, que no decantaron en el sedimentador.

El flujo del agua es el siguiente: en la canaleta de recolección se recibe el agua proveniente de los sedimentadores. De aquí pasa a la cámara de filtración en la cual está colocada la cama de arena. Una vez que atraviesa el medio pasa a una cámara contigua. Cuando ésta se llena se pasa a una tercera cámara (mediante la apertura de una compuerta) la cual es común a cuatro filtros (los 2 filtros restantes carecen de ésta). Después de esta pasa al cárcamo de aguas tratadas.

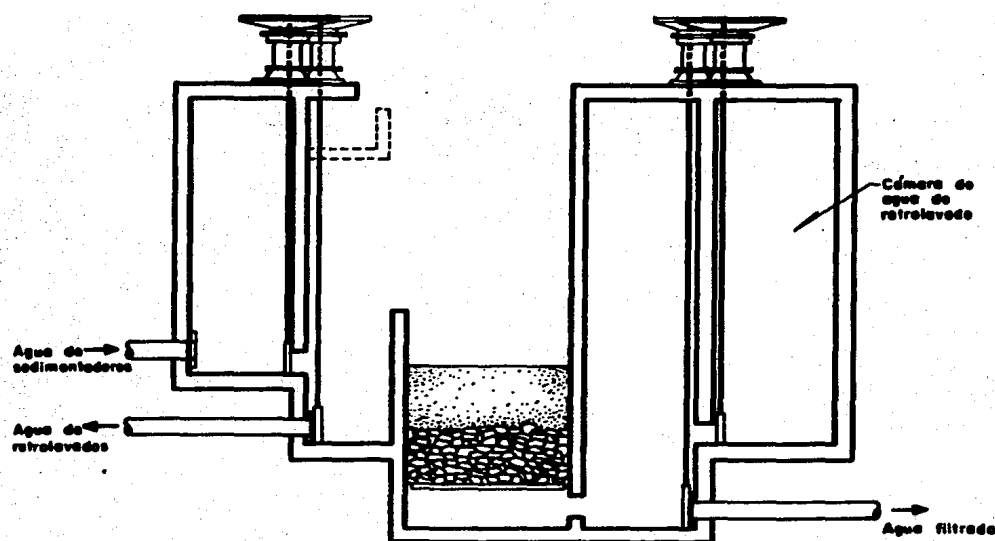


Fig 16. Filtro de arena. Corte

Las partículas al ir quedando atrapadas en el medio filtrante hacen que el paso del agua se vaya haciendo cada vez más lento, por lo que hay que lavar el filtro. Este lavado se efectúa haciendo pasar el agua en sentido contrario al de la operación de filtrado. Al fluir el agua de abajo hacia arriba del medio, afloja la cama de arena y los sólidos son arrastrados por el agua de retrolavado, quedando el filtro nuevamente listo para la operación.

La tasa de filtración es de $7 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ considerando un gasto promedio de 40 l/s. Hay que hacer patente que los filtros trabajan como vasos comunicantes, y por tanto se necesita una diferencia de alturas entre las cámaras para que haya movimiento del líquido. A mayor diferencia es mayor la fuerza que empuja el líquido a pasar a través del medio, mientras se van igualando las alturas es menor esta fuerza y por tanto disminuye la velocidad de filtrado, además de que conforme la filtración avanza, el medio está cada vez más saturado de sólidos.

4.3.2 Cárcamo de aguas tratadas y cloración

Este es un cárcamo de 2.30 m de ancho, 2.30 de largo y 5.6 m de alto. A él llega toda el agua tratada para ser bombeada a la red de distribución de agua de riego de la Universidad.

Este cárcamo cuenta con cuatro bombas de "pozo profundo" de turbina. Dos de ellos son de 15 HP y las otras dos de 30 HP, con las cuales el agua tratada es bombeada fuera de la PTARCU.

A falta de un tanque para la cloración, ésta se lleva a cabo mediante contacto en este cárcamo. Para ello una parte del agua es tomada de la cámara de lavado de los filtros y es bombeada (mediante una bomba de 1 HP) hacia el cuarto de cloración en donde se dosifica el Cl_2 directo a la línea, la cual

retorna nuevamente a este cárcamo y se efectúa el contacto entre el agua clorada y la no clorada.

La cantidad de cloro que se debe añadir es directamente proporcional a la calidad química del agua, ya que este debe reaccionar con las sustancias orgánicas e inorgánicas contenidas en ella, para formar compuestos de carácter desinfectante.

Actualmente se dosifica a razón de 3 kg/día, independientemente del gasto del influente.

4.4 Manejo y control del sistema

Los trabajos realizados durante el transcurso del proyecto, fueron hechos dentro del sistema delimitado por la compuerta que da paso al medidor Parshall y el cárcamo de efluente de la torre empacada (fig 8). Dentro de estos límites no existe ningún punto de interrelación con alguno de los otros dos sistemas biológicos.

La carga hidráulica aplicada fué el parámetro de mayor importancia (como se explicará en la metodología experimental) y por tanto el control sobre ésta se hizo un punto operativo necesario.

El gasto de agua que se deja pasar al sistema es controlado

mediante una compuerta que da paso al canal Parshall, en el cual se efectúan las lecturas y registros cada 2 horas, durante las 24 horas del día.

Una vez que el agua pasa al medidor Parshall, descarga en el cárcamo de influente, en el que se debe mantener constante el nivel del líquido para asegurar un régimen permanente dentro del sistema. Como no es posible operar las bombas a gastos distintos manteniendo la cabeza constante, fué necesario controlar el gasto mediante una línea de retorno colocada delante de las bombas. El registro del gasto en la línea que conduce el agua hacia la torre empacada, se efectuó mediante un manómetro (calibrado con un medidor ultrasónico de flujo), que permitió relacionar el gasto con la presión en la línea de esta manera se cuantificó la cantidad de agua que entraba a la torre empacada, aún cuando el nivel en el cárcamo no fuera constante.

Por otra parte, el brazo distribuidor gira tan rápido como exista tirante de agua en su interior, por lo tanto es importante mantener el gasto dentro de límites, cuidando los siguientes aspectos: Que el gasto sea el suficiente para que el brazo gire. Que dicho gasto no sea tan grande que provoque un giro excesivo. Que la presión con la que salga el agua de las boquillas no dañe la biopelícula. Que la distribución del agua no sea mayor en la periferia debido a una

fuerza centrífuga que obligue al agua a salir por las boquillas externas.

El agua que sale de la torre empacada se recibe en la caja partidora y de ahí es mandada al cárcamo de efluente. El control sobre esta caja consiste en mantener al sistema sin recirculación.

A través de esta caja se puede presentar en efecto de vasos comunicantes entre los dos cárcamos, cuando en cualquiera de ellos el nivel de agua sube a la altura de ésta, por tanto, también es necesario mantener constante el nivel del cárcamo de efluente. Para ello están colocados electroniveles de paro y arranque. Además el control se puede efectuar manualmente mediante válvulas colocadas en la línea que conduce hacia el sedimentador.

Los principales problemas operativos que se presentaron están relacionados con los niveles de agua en los cárcamos y con el brazo distribuidor.

En el primer caso están los siguientes:

- Un aumento en el nivel del cárcamo de influente, origina que el gasto que se bombea al distribuidor aumente.

- Una disminución del nivel puede provocar un paro del brazo ya que al aumentar la cabeza disminuye el gasto de la bomba, y el tirante hidráulico del distribuidor puede ser menor que el mínimo requerido para que éste gire.
- Si el nivel sube lo suficiente en cualquiera de los cárcamos se crea un vaso comunicante entre ellos. Al mezclarse el agua de ambos se da una dilución del influente o bien una contaminación del efluente.
- Si el nivel de agua supera el nivel de la caja partidora, ésta se desborda inundando la zona baja en la que se encuentra situada.

Con respecto al brazo distribuidor:

- El agua que penetra a los baleros hace que el aceite se emulsifique ó lo desplaza provocando una lubricación insuficiente con lo que el brazo llega incluso a pararse.
- Entre menor es el tirante hidráulico es menor la velocidad de giro, por lo que a gastos pequeños la rapidez de giro es mucho menor.
- El peso de todo el distribuidor no permite trabajar a gastos menores de 7.5 l/s.

- Las boquillas de los brazos están colocadas de tal forma que una zona central del empaque (aprox. 30 cm) no se moja.

Por toda esta problemática fué necesario efectuar algunas modificaciones que facilitaron la operación.

4.5 Modificaciones y adaptaciones

Estas modificaciones se pueden dividir en cuatro diferentes grupos:

4.5.1 Control de gasto

4.5.2 Brazo distribuidor

4.5.3 Mecanismo móvil (baleros)

4.5.4 Muestreadores

4.5.1 Control de gasto

Se adaptó un manómetro en la línea de alimentación a la torre empacada, el cual fué calibrado con un medidor ultrasonico de flujo. Las lecturas del manómetro fueron comparadas con las obtenidas mediante el canal Parshall, a manera

de calibración de este canal.

Se construyó una tabla que relacionara gasto, presión y posición de la válvula de la línea de retorno, para poder controlar el gasto mediante ésta.

La apertura de las boquillas del brazo distribuidor se modificaron, con el fin de obtener el mismo gasto por unidad de área de empaque, a lo largo del radio de la torre.

Se sugirió la conveniencia de instalar un retorno en el cárcamo de influente, este fué apoyado mediante un diagrama y posteriormente se construyó por parte de la DGO.

4.5.2 Brazo distribuidor

El brazo original del equipo, está formado por un cilindro central y 4 brazos metálicos (20 kg aprox. cada uno) con 4 boquillas distribuidas longitudinalmente en cada uno de ellos.

El peso de este distribuidor no permite operar a gastos menores de 7.5 l/s, sin que ocurran paros.

La primera modificación fué el quitar 2 brazos y operar con los 2 restantes, llegando a tener un gasto mínimo de giro de 4.5 l/s.

Finalmente se construyeron 2 brazos de PVC, (5 kg aprox. cada uno), que fueron colocados en vez de los metálicos, logrando disminuir el gasto hasta 4.5 l/s, lo que representa un 40% menos del gasto necesario original.

Además estos brazos cuentan con una boquilla adicional, que provee de agua a la zona central del empaque, la cual no era totalmente cubierta por el brazo original.

El efecto de obstruir una de las 5 boquillas (sin que se deje de mojar el empaque) permite trabajar a gastos bajos; mientras que a gastos altos, el giro excesivamente rápido (más de 25 r.p.m.) se puede evitar abriendo ésta boquilla.

4.5.3 Mecanismo móvil

Las modificaciones realizadas, no fueron hechas al mecanismo en sí, sino que persiguieron el evitar el paso del agua hacia el interior de éste.

Inicialmente se desazolvó la tubería del drenaje del sistema, pero no se logró evitar el paso del agua satisfactoriamente, ya que este desfogue se tapa muy fácilmente, por lo que se recomienda aumentarlo de tamaño.

Se buscaron las posibles causas por las que el agua penetra-

ba y se encontró un espacio entre la ceja del tubo central y la tolva, por donde escurría gran parte del agua. Para disminuir este espacio se acopló un faldón a la ceja, el cual termina por debajo del borde superior de la tolva, con lo que el problema quedó resuelto.

Además se hace la observación de que posiblemente este mecanismo necesite un sello de mercurio o similar, puesto que cuenta con la cavidad necesaria para contenerlo.

4.5.4 Muestreadores

Se realizaron tres horadaciones transversales a 1.27, 2.63 y 4.03 m de profundidad del empaque, que llegan hasta el centro de la torre. Esto, con el objeto de poder tomar muestras y observar el perfil del comportamiento del equipo a lo largo de éste.

Los muestreadores cumplieron con 2 fines: Muestreo físicoquímico y muestreo biológico.

Un primer tipo de muestreadores se construyeron con tubos de PVC de 1" con cortes rectangulares a lo largo, que contenían portaobjetos soportados en sujetadores, pero se presentó el problema de poca manipulación, además de fracturas tanto de los portaobjetos como de los tubos.

Un segundo tipo fué diseñado con PVC industrial, en forma de "media caña" a las cuales se les acopló un tapón roscado en su extremo así como un tapón de hule para sellar el orificio entre ellos y la torre.

Se construyeron, además, tapones de polietileno del diámetro de las oradaciones (2 1/2") para evitar escurrimientos cuando los muestreadores no estén colocados.

5. ASPECTOS OPERACIONALES

5.1 Arranque y maduración

No existe un procedimiento estándar para llevar a cabo el arranque de un filtro percolador y alcanzar una madurez completa, pero se sabe en forma general, que la mejor época para realizarlo es primavera o verano cuando la actividad biológica en todos los niveles tróficos es alta.

Existen varias técnicas para la maduración de filtros de tratamiento nuevos. En algunos casos el agua residual es diluida y aplicada muy lentamente al principio de la operación. La concentración y la dosificación se incrementan gradualmente durante el transcurso de pocas semanas. Una práctica muy común es el esparcir una pequeña cantidad de biomasa, de un filtro maduro sobre la superficie del nuevo lecho. Sin em-

bargo no hay una evidencia concreta de que tales procedimientos especiales den como resultado un desarrollo rápido de un filtro, en comparación con la simple aplicación del agua residual en forma directa y sin ninguna inoculación *a priori* tal como se hizo con el equipo experimental.

En los primeros días de operación de un filtro el efluente es generalmente casi de la misma composición que el influente. El tiempo de maduración es dependiente del control de los distintos aspectos operacionales.

5.2 Continuidad de la operación

La continuidad de la operación es esencial para mantener la eficiencia debida al balance ecológico establecido en el proceso de maduración.

El paro de un filtro por algunos días puede afectar seriamente su eficiencia. Sin embargo, interrupciones del flujo de unas pocas horas, tal como comunmente ocurre durante el cambio o reparación de algún equipo no tiene más que un pequeño efecto en el funcionamiento de filtros de baja tasa.

En general, el grado y extensión de cualquier efecto detrimente depende de la duración del paro, de la condición ecológica original del filtro, de las condiciones climáticas pre-

valecientes y de la carga hidráulica.

Durante una interrupción prolongada, la secuencia del secado es la siguiente:

El líquido que queda en los intersticios del lecho empacado es drenado. Las capas superficiales son las primeras en secarse, por lo que la fauna establecida migra a las partes más profundas del filtro; si este proceso de secado continua, grandes cantidades de la fauna pueden llegar a perderse. Los últimos drenados pueden contener una gran cantidad de fauna en etapa larval o gusanos.

Cuando el filtro está casi seco y exento de una población biológica normal, llega a tener dificultades en el reestablecimiento del balance ecológico y se presentan problemas de oclusión del medio debido a que la materia orgánica queda atrapada entre los espacios libres del empaque. Esto lleva a una completa inundación e inoperabilidad.

Si el filtro presenta una gran acumulación de biopelícula que permanece en el medio de empaque, es recomendable ir incrementando la carga hidráulica gradualmente. Esta rehabilitación se favorece en los meses de verano.

5.3 Efectos de la carga hidráulica y la carga orgánica

5.3.1 Carga hidráulica

La carga hidráulica de un filtro se expresa como el volumen de agua aplicada por unidad de tiempo y de volumen empacado ($\text{m}^3 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$). Algunas veces se expresa como el volumen aplicado por día por unidad de área transversal del lecho empacado ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) o, más usualmente, como el volumen por día por unidad de área específica ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) (Särner, 1984).

La carga hidráulica va tener una influencia directa en el rendimiento promedio del filtro en términos del porcentaje de DBO removido (Särner, 1984). La relación entre la carga hidráulica y el porcentaje de DBO removido, para agua residual doméstica, se muestra a título de ejemplo en la figura 17.

De esta figura se concluye que un cambio en la carga hidráulica en filtros que trabajen a "baja tasa" tiene un efecto relativamente pequeño en el porcentaje de DBO removido mientras que, un cambio en la carga en filtro de "alta tasa" tiene un efecto más pronunciado.

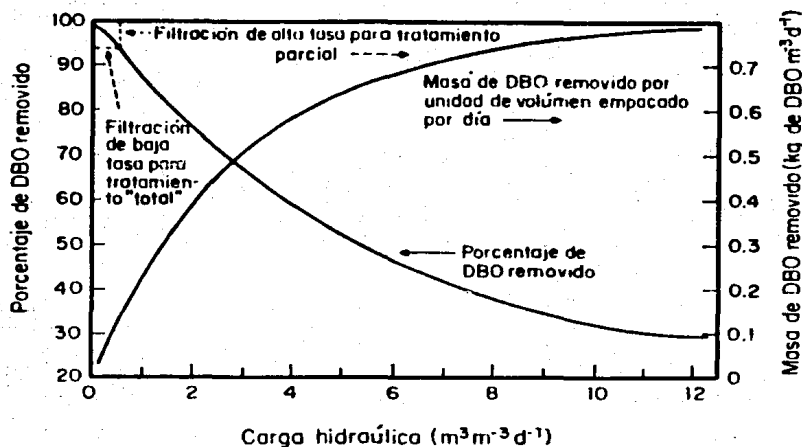


Fig 17. Relación entre la carga hidráulica para filtros percoladores y la remoción de DBO alcanzada.

La tasa mínima de mojado (Albertson et.al., 1984) se define como la cantidad mínima de agua que es necesaria dosificar al filtro por unidad de área de empaque para garantizar el mojado total de toda la superficie del medio. Existen opiniones distintas para definir este valor, el cual varía entre 0.73 y $1.96 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ hr}$. La influencia que tiene este parámetro en la eficiencia de remoción de DBO no está todavía bien establecido, sobre todo en aguas con cargas orgánicas menores de 300 mg/l (Albertson, et.al., 1984).

Si la concentración del sustrato en el influente es constante la tasa de remoción de DBO es proporcional a la carga hidráulica. La influencia que tiene la difusión de los nu-

trientes a través de la película líquida puede ser el factor que más se afecta con los cambios de carga hidráulica, al variar el espesor de dicha película (Särner, 1984).

Muchos modelos matemáticos han sido derivados para relacionar el porcentaje de DBO removido con la carga hidráulica y otras variables. (Ver Anexo II).

5.3.2 Carga orgánica

La carga orgánica (DBO) en un filtro biológico está definida como la cantidad de material biodegradable aplicada por día por unidad de volumen empacado y es usualmente expresada como $\text{kg DBO m}^3\text{d}^{-1}$.

La carga orgánica básicamente representa la cantidad de sustrato con la que cuentan los microorganismos que se encuentran en el filtro. Sin embargo es claro que la misma carga de DBO puede ser obtenida, con un agua residual poco concentrada aplicada a una alta carga hidráulica, o bien, con un agua residual muy concentrada aplicada a una baja carga hidráulica. Estos regímenes tienen efectos diferentes en el crecimiento de la biopelícula ya que con un agua concentrada, aplicada a baja carga hidráulica, se obtiene un crecimiento más rápido de la biopelícula.

La carga orgánica es un factor importante a considerar en el funcionamiento de filtros de baja tasa.

Con filtros de alta tasa conteniendo un medio empacado con grandes espacios libres, la carga orgánica no es generalmente crucial en el funcionamiento, ya que es mínima la posibilidad de una excesiva acumulación de biomasa.

La remoción de DBO por filtración biológica se puede considerar como una reacción de primer orden. La fracción de DBO remanente en el efluente a una carga volumétrica dada debería ser independiente de la concentración de materia oxidable (DBO) presente en el agua residual y dentro de los límites que generalmente se observan en la práctica. Sin embargo a altas cargas orgánicas, las condiciones limitantes pueden ser impuestas por la "saturación de la capacidad de oxidación" de la biopelícula (Parker, et.al., 1984, Gromiec, et.al., 1979).

5.3.3 Comportamiento del sistema con variación de cargas

Aunque los incrementos en la carga hidráulica son inmediatamente transmitidos a los filtros que se encuentran en una planta, los incrementos en la carga orgánica son amortiguados por la dilución que tienen en los tanques de sedimentación primaria antes de pasar a los filtros. Un incremento en la carga hidráulica reduce el tiempo de retención, sin

que la calidad del efluente sedimentado no necesariamente se vea afectado.

Un filtro que mantiene una buena condición ecológica, resulta inalterado por incrementos momentáneos de la carga hidráulica y puede ser ventajoso para lavar el exceso de lodos que se pudieran encontrar acumulados en el interior del filtro. Pero si el filtro tiende a inundarse, el incremento en las cargas hidráulicas puede llegar a causar serios problemas con la subsecuente pérdida de eficiencia.

Los filtros biológicos se considera que son más tolerantes a las variaciones de carga que otros sistemas de tratamiento biológico. Esto, probablemente, es debido al hecho de que las capas superiores del filtro absorben el choque inicial reduciendo la carga y por lo tanto protegiendo la comunidad que se encuentra en las capas inferiores del filtro (Cook, et.al., 1977).

5.4 *Tratabilidad del agua*

La variación en tratabilidad en aguas residuales es un factor muy importante y puede ser atribuible a una amplia variedad de causas. Uno de los factores que afectan la tratabilidad es la naturaleza química de los contaminantes presentes en el agua residual y sus biodegradabilidades relativas. Al

gunos compuestos orgánicos (p.ej. detergentes aniónicos, pesticidas) son difíciles de biodegradar por tratamiento biológico mientras en otros (p.ej. azúcares, detergentes "suaves", jabones) pueden ser fácilmente asimilados.

La tratabilidad también está determinada por factores tales como: temperatura (Kincannon, 1982), valor de pH del agua residual, ó la ausencia de suficientes nutrientes inorgánicos (nitrógeno y fósforo). En tales casos, las correcciones al pH o la adición de nutrientes al agua residual antes del tratamiento dá como resultado un mejoramiento en su tratabilidad.

En general, no es posible el predecir la tratabilidad del agua residual confiando solamente en las pruebas químicas de laboratorio; es necesario llevar a cabo pruebas de tratabilidad usando modelos de filtros biológicos experimentales o en una pequeña planta piloto. En un filtro percolador, la tratabilidad de un agua residual en particular es generalmente dependiente de la proporción en concentración de materia coloidal y materia soluble (Särner, 1984).

Para algunos autores (Albertson, et.al., 1984) el concepto de tratabilidad es de tal importancia que consideran un coeficiente de tratabilidad que se incluye en ecuaciones de cinética y diseño de los procesos biológicos.

5.5 Tiempo de retención

El conocimiento acerca del tiempo que toma el líquido para pa-sar a través de un filtro percolador es a menudo útil para ayudar a explicar el funcionamiento del filtro y determinar la cinética del proceso.

El tiempo de retención es considerado directamente proporcio-nal a la profundidad del filtro (Eckenfelder, et.al., 1963). Sin embargo, el significado de estos dos parámetros en los di-ferentes modelos no es el mismo. La profundidad normalmente es usada como una medida de la disponibilidad de microorganis-mos, mientras que el tiempo de retención mide el tiempo de contacto entre los organismos y el sustrato.

El tiempo de residencia en un filtro es directamente proporcio-nal a la profundidad e inversamente proporcional al flujo por unidad de área elevados a la potencia n :

$$t = CD \left(\frac{V}{Q} \right)^n \quad (2)$$

El valor de n es normalmente evaluado experimentalmente y va-ría entre 0.5 y 1.0 para los diferentes medios de empaque, sin embargo configuraciones extremas de medios de empaques pueden llegar a tener valores fuera de este intervalo (Sär-ner, 1984).

El tiempo de retención, no necesariamente refleja el tiempo de contacto real entre el substrato y los microorganismos. Ya que la remoción de contaminantes orgánicos del líquido tiene lugar a través de los fenómenos de adsorción y absorción, por lo cual el tiempo de contacto entre los organismos y el sustrato es considerablemente mayor al tiempo de retención del líquido. A pesar de esto el concepto de tiempo de retención brinda una información valiosa acerca de la situación hidrodinámica del filtro (Särner, 1984; Bloodgood, et.al. 1959).

La presencia de la biopelícula aumenta el tiempo de retención global del filtro (Sinkoff, et.al., 1959), sobre todo a tasas bajas, decreciendo su influencia conforme se aumenta la carga hidráulica, hasta que a tasas altas, ésta ya no tiene efecto significativo (Bloodgood et.al., 1959).

La respuesta biológica en un filtro está determinada por la duración del contacto entre el líquido y la biopelícula, aunque la acción biológica es independiente del tiempo de retención (Craft, et.al., 1973).

5.6 Frecuencia de la dosificación

La alimentación de un filtro puede ser hecha de modo continuo o bien intermitentemente. La frecuencia de aplicación difiere de acuerdo a las necesidades del filtro: a una baja fre-

cuencia se tendrá una alta carga hidráulica instantánea y una acumulación de biopelícula. En aguas muy diluidas, el control de este crecimiento se debe a un efecto nutricional, y no a un arrastre mecánico.

Aparte de controlar el crecimiento de la biopelícula, la dosificación a baja frecuencia, aporta otros beneficios. Existe evidencia de que hay un aumento en el tiempo medio de retención sobre todo si el equipo opera en el intervalo de 1 a 15 r.p.m.

La frecuencia óptima de dosificación se obtiene al efectuar un balance entre el máximo tiempo de retención y el control de la acumulación de la biopelícula. La pérdida resultante en la eficiencia es mínima comparada con la eficiencia que se gana como resultado de la prevención de la acumulación de biopelícula.

La frecuencia óptima de dosificación depende de las diferentes condiciones de operación, de las características del agua residual y de la capacidad de desarrollo de la biopelícula sobre el medio empacado, a tal grado que en sistemas de filtración de dos etapas se requiere diferentes frecuencias de dosificación en cada una de ellas.

Los distribuidores convencionales movidos por boquillas a

reacción que trabajan en filtros rotatorios operan a velocidades que varían con el flujo, pero generalmente a una velocidad mayor de 0.3 r.p.m. La velocidad de rotación puede ser disminuida cambiando algunas de las boquillas del brazo distribuidor para que descarguen en dirección opuesta al resto de las boquillas.

En la práctica no es posible reducir de manera satisfactoria la velocidad de rotación a menos de 0.1 r.p.m. por medios hidráulicos. Para obtener una frecuencia de dosificación muy baja (.05 a 0.08 r.p.m.) la forma más satisfactoria es a través de un motor.

5.7 Ventilación y requerimientos de oxígeno

La mayor parte del oxígeno requerido por los microorganismos se obtiene por la absorción (Eckenfelder, 1963) de aire presente en los espacios libres del medio. Es por esto, que la ventilación del lecho empacado debe satisfacer la tasa de velocidad de consumo de oxígeno. El mantenimiento de una tasa de ventilación adecuada, normalmente no es una dificultad práctica y en filtros percoladores abiertos, es muy raro un funcionamiento insatisfactorio.

Los requerimientos reales de oxígeno de un filtro depende de muchos factores, particularmente de la DBO y el grado de remo

ción debida a la oxidación que ocurre; en las partes superiores del lecho empacado podría esperarse que se requiere una mayor cantidad de oxígeno que en las inferiores, sin embargo, si la nitrificación está ocurriendo principalmente en las partes bajas de el filtro, la tasa de utilización es bastante uniforme (Wilderer et.al., 1982).

Ha sido demostrado por Bruce y Merkens (1970) y por Eckenfelder y Banhart (1963) que la tasa de absorción de oxígeno gaseoso por unidad de área de biopelícula en un filtro con alta carga de DBO es aproximadamente de $400 \text{ mg } O_2/\text{m}^2 \cdot \text{hr.}$ De esta manera, para un medio con un área superficial de $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ la tasa potencial de oxígeno podría ser de $1.9 \text{ kgm}^{-3} \text{d}^{-1}$. Este valor a pesar de ser grande, no presenta problema alguno, al menos que el flujo de aire a través del filtro se encuentra fuertemente restringida por taponamientos o área de ventilación mal diseñada.

El diseño estructural suele hacerse con varias ventanas alrededor de la base del filtro, y se asume que con esto se va permitir un adecuado flujo del aire. Normalmente no es necesario controlar el flujo que entra al filtro, pero en algunos casos, los operadores bloquean parcialmente las ventanas de ventilación durante el invierno, lo cual puede ser particularmente necesario con filtros percoladores conteniendo medios empacados plásticos, más susceptibles a los efectos de

la variación de temperatura, debido a su gran relación de espacios vacíos (Oleszkiewicz, 1977).

Los factores que tienen influencia en la tasa de ventilación de los filtros han sido investigados en varios estudios. De acuerdo con Johnson (1982) las causas fundamentales de las corrientes naturales de aire son: la diferencia de densidades entre el aire del interior y del exterior lo que origina un "efecto chimenea" y, las fuerzas del viento. El calentamiento del aire durante el invierno ocasiona un flujo ascendente del aire, mientras que en los meses calientes, el enfriamiento puede ocasionar un flujo descendente del aire. Halvorsone, (Curds, 1983) demostró que una diferencia de temperatura entre el interior y el aire del medio de 10°C ocasiona una velocidad del aire de cerca de $20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. La humedad del aire también tiende a incrementar su velocidad a través del filtro. Sin embargo, por lo general tiene poca importancia en comparación con otros factores que inducen el flujo de aire.

Bajo todas las condiciones probadas, la ventilación natural ha resultado ser adecuada para proveer el oxígeno suficiente para la oxidación biológica (Chipperfield, 1967). Esta oxidación se lleva a cabo en el espesor de la biomasa en donde se dan condiciones aeróbicas (Eckenfelder, 1963) debidas a la difusión del oxígeno del líquido hacia la biopelícula (Eckenfel

der,et.al., 1963). Esta difusión y la disolución del oxígeno del aire en el líquido se ven seriamente afectadas por los cambios de temperatura (Chen,et.al., 1981).

5.8 Temperatura

La temperatura influye en la eficiencia de un filtro percolador ya que afecta la tasa metabólica de los microorganismos. Se ha observado que la tasa de tratamiento se duplica por cada 10°C de aumento en la temperatura dentro del intervalo de 5 a 30°C.

Matemáticamente la relación entre la temperatura y la tasa metabólica se expresa en la ecuación

$$K_T = K_{20} \theta^{T-20} \quad (3)$$

en donde:

θ = constante (1.035)

K_T = tasa metabólica a la temperatura T

K_{20} = tasa metabólica a 20°C

T = temperatura del agua residual

La eficiencia del filtro está relacionada idénticamente que la tasa metabólica global, de tal manera que puede ser expresada con la misma fórmula, sustituyendo K por η .

Schroeder en (1982) encontró que el efecto de la temperatura es cada vez menor conforme las cargas hidráulicas y orgánicas van incrementándose; así como también el efecto deja de ser representativo, debiéndose los problemas a otras causas, primordialmente operativas (taconamientos por congelación, roturas de tuberías, congelamiento de la biopelícula, etc.). Las fluctuaciones de la temperatura del aire y la eficiencia del filtro siguen patrones de comportamiento casi paralelo, aun cuando las magnitudes de cambio no son iguales (Benzie, et.al. 1963).

5.9 Problemas de manejo y control

Un filtro biológico correctamente diseñado y construido, debe tener como característica primordial, el mantener una comunidad de organismos balanceada, además de sus niveles de poblaciones requeridas. La ausencia de ello provoca que se presenten problemas tales como inundación, presencia de moscas y malos olores.

Inundación del filtro. Se presenta en filtros que tienen empaque mineral. La formación de charcos provoca una distribución desuniforme de la carga dentro del filtro así como mala circulación del aire a través de todo el medio.

Los filtros se inundan por diferentes razones en algunas ocasiones se debe a un rompimiento mecánico del medio y es nece-

sario remplazar el medio defectuoso.

La inundación también puede ser ocasionada por la obstrucción del medio en la superficie por sólidos gruesos aplicados con la alimentación. En este caso es necesario limpiar el medio y mejorar la sedimentación primaria (Wilderer, et.al., 1982).

Presencia de moscas. A pesar de que algunas larvas de moscas dípteras son benéficas, las desarrolladas ocasionan molestias en las vecindades del filtro. La cantidad de estos insectos en las plantas puede causar serios problemas a los operadores, residencias, fábricas y edificios circunvecinos. La incidencia de moscas en el área que rodea los filtros está asociada con la estación y dirección del viento.

Un aspecto esencial en la operación del filtro es evitar la acumulación excesiva de biopelícula, ya que con ello se limita el suministro de alimento a las larvas lo que representa un control sobre la población de moscas.

En algunos casos se puede llevar a cabo un control físico con el manejo de altas cargas hidráulicas por algunas horas, lo cual ha probado tener éxito, pero esto solamente se puede llevar a cabo si la estructura del filtro lo permite.

Un control químico común es la aplicación de insecticidas,

aunque hay que considerar que este tratamiento afecta la ecología del filtro y que una vez que cesa el efecto del insecticida, la fauna original de moscas es reestablecida rápidamente.

La principal desventaja del control químico por tratamiento con insecticidas es el peligro de producir un efluente contaminado.

Un tratamiento muy efectivo, que se llevó a cabo en este estudio fue el de evitar zonas secas dentro del filtro. Para ello se tuvo especial énfasis en el mojado de la pared interna. Con esto se logró operar prácticamente sin presencia de moscas.

Mal olor. Un filtro percolador correctamente diseñado y eficientemente operado no debe presentar problemas de mal olor. Las posibles fuentes de olor de un filtro pueden ser:

- Naturaleza del agua que está siendo tratada.
- Productos que se desprenden durante la degradación del agua.
- Funcionamiento anormal de la biopelícula que se encuentra en el interior del filtro.
- La descomposición de partículas gruesas que se encuentran retenidas en el filtro.

Los problemas de olor están comúnmente asociados con los fil
tros de alta tasa. Esto puede deberse a varias causas:

- a) Los filtros de alta tasa se usan comúnmente para el tra
tamiento de efluentes industriales concentrados que pue
den tener mal olor.
- b) En muchos casos, la temperatura de los efluentes indus-
triales es mayor que la temperatura del aire; lo que ge
nera evaporación del agua.
- c) Los filtros de alta tasa suelen desarrollar crecimien-
tos gruesos de biopelícula, los cuales, bajo condiciones
de alta demanda de oxígeno, tienden a volverse anaeróbi-
cos.
- d) La inundación parcial en algún punto del filtro, crea la
formación de una zona de agua estancada y su descomposi-
ción provoca malos olores que son arrastrados hacia el
exterior.

5.10 *Sistemas de recirculación*

La recirculación en los filtros percoladores ha sido una de
las primeras y más comunes modificaciones a la operación de
estos equipos, ya que se ha observado que de esta manera se

obtienen las siguientes ventajas:

- a) Dilución de los efluentes muy concentrados.
- b) Amortiguación de las fluctuaciones diarias, para proveer una carga orgánica relativamente uniforme (Hanumanulí, 1969)
- c) Acción de arrastre de biopelícula gruesa debido al incremento en la carga hidráulica
- d) Aumento global del tiempo de retención del agua
- e) Mejoramiento en el mojado del empaque
- f) Incorporación de los microorganismos desprendidos (Schroeder, 1982)
- g) Bajo ciertas circunstancias aportación de O.D. a través del efluente.

Sin embargo varios investigadores consideran que el incremento en la eficiencia, puede ser debida a varios factores estrechamente relacionados con ella, y no por la recirculación misma.

Metcalf & Eddy, (1979) establecieron que en un filtro de alta tasa, la recirculación tiene como resultado el reciclaje de organismos viables y que este método de operación mejora la eficiencia del tratamiento.

Arreglos de recirculación

Los patrones de recirculación más comunes para filtración de una sola etapa se muestran de (a) a (h) (figura 18).

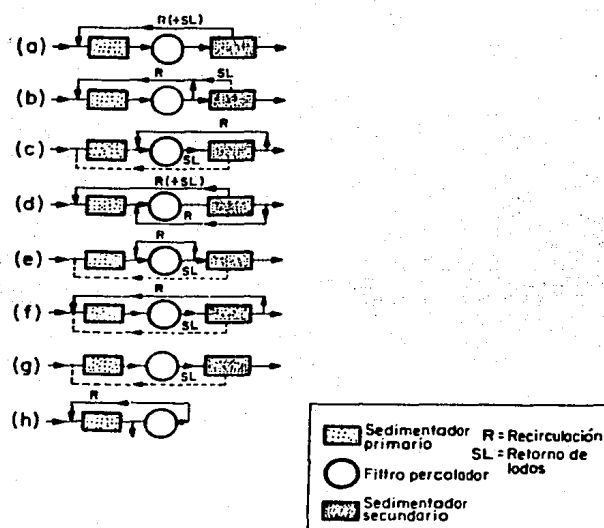


Fig 18. Diagramas de flujo de los principales sistemas de recirculación en filtros percoladores de una etapa

Tasa de recirculación

La tasa de recirculación es definido como el cociente entre el flujo recirculado y el flujo alimentado antes de la recirculación.

ción. Cuando se usan recirculaciones, generalmente están en el intervalo de 0.5 a 4 pero, valores de 10 y más han sido publicados.

Galler y Gotaas, (1964) demostraron que una razón de recirculación mayor de 4, no incrementa materialmente la eficiencia de los filtros y generalmente es antieconómica.

Cuando la recirculación es aplicada a filtros con medio plástico, se involucra un concepto ligeramente diferente. Varios tipos de filtros de super alta tasa tienen medios de empaque con tasas mínimas de mojado, en la cual va ser inducido el crecimiento biológico a lo largo del lecho empacado. Esta tasa mínima de mojado es de 0.3 a 0.8 l m⁻²s⁻¹ (0.5 a 1 gpm ft⁻²) dependiendo de la configuración geométrica del medio de empaque plástico, se practica para mantener la tasa de mojado adecuada.

6. TRABAJO EXPERIMENTAL

6.1 Metodología

El trabajo experimental de este estudio, está orientado a co
nocer el comportamiento que presenta el sistema al ser operado
do bajo condiciones de cargas hidráulicas distintas.

Para este efecto, se realizaron cuatro corridas (4.5, 6, 8.5
y 9.5, l/s) con los que operó el sistema. Estas corridas es
tán conformadas por un promedio de 20 a 25 juegos de resultado
dos de laboratorio.

El equipo se arrancó (ya que había estado sin operar) con el
gasto menor (4.5 l/s) en la primera semana de septiembre de
1986, y la operación experimental terminó en la última sema-
na de marzo de 1987 con el gasto mayor (9.5 l/s).

Entre cada cambio de gasto, así como en el arranque, se consideró un tiempo de adaptación y estabilización de las características de la biopelícula a las nuevas condiciones, por lo que el muestreo se interrumpía por espacio de 1 a 2 semanas.

Las muestras son simples (a diferencia de las utilizadas por la PTARCU que son compuestas) y se tomaron en forma manual entre las 7:30 y las 8:30 a.m. para procurar, en lo posible, condiciones similares de temperatura y carga orgánica en la determinación de los parámetros fisicoquímicos durante todas las corridas.

Los puntos de muestreo considerados son:

1. Brazo distribuidor
2. 1.30 m de profundidad de empaque
3. 2.60 m de profundidad de empaque
4. 4.00 m de profundidad de empaque
5. Caja partidora (considerada como 5.45 m de empaque).

En estos puntos se llevaron a cabo determinaciones fisicoquímicas y biológicas para explicar el comportamiento del equipo en cada etapa experimental, correlacionando los resultados obtenidos en cada una de ellas.

6.2 Programa de muestreo

El siguiente cuadro presenta las pruebas que se llevaron a cabo durante el período experimental.

PARAMETRO	TEMP.	pH	DQO		DBO ₅		SSV	SST
PUNTO			TOTAL	SOLUBLE	TOTAL	SOLUBLE		
1	X	X	X	X	X	X	X	X
2		X		X		X	X	X
3		X		X		X	X	X
4		X		X		X	X	X
5	X	X	X	X	X	X	X	X

Además se llevó un registro diario del gasto y de la temperatura ambiental y del líquido.

Los procedimientos que se siguieron para cada una de las pruebas son los recomendados por el Standard Methods (13 Edición, 1985).

DBO - Sección 507

DQO - Método por titulación, Reflujo abierto. Sección 508.A

SST - Sección 209.C

SSV - Sección 209.D

El hecho de que se haya trabajado con muestras totales única

mente en los puntos 1 y 5 obedece a que las muestras solubles presentan un error de manipulación, menor que las totales, lo que repercute en la obtención final de resultados. El conocer las concentraciones de sustrato total en el influente y el efluente nos permite evaluar la eficiencia total de equipo y comparar con los resultados de eficiencia en términos del material biodegradable soluble.

6.3 Resultados

Los resultados experimentales obtenidos durante el estudio fueron sometidos a un análisis por medio del cual, se eliminaron las corridas que no siguieron un comportamiento lógico en el perfil de remoción con respecto a la profundidad, así como los valores sumamente altos o por debajo de las concentraciones refractarias de cada uno de los parámetros fisicoquímicos.

Los datos resultantes de este análisis se presentan en las Tablas V a VIII. En la Tabla V, se muestran datos de temperatura, pH y gasto; en la Tabla VI valores de SSV, en la Tabla VII valores de DBO; y en la VIII los de DQO. Todas estas tablas están estructuradas de la siguiente manera:

Cada renglón corresponde a los valores del parámetro durante una corrida experimental, y, las columnas (P(1) a P(5T)) representan cada punto de muestreo del filtro. P(1) a P(5) pa

TABLA V. RESULTADOS EXPERIMENTALES. pH, GASTO Y TEMPERATURA

CORRIDA	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	GASTO	TEMP.	MAX/MIN	Gasto(1)	Gasto(2)	Gasto(3)	Gasto(4)
1	..	..	7.8	7.7	7.6	4.6	20	Max.P(1):	8.25	8.27	8.47	8.13
2	8.14	8.13	7.98	7.8	7.63	4.64	20	Min.P(1):	7.77	7.85	7.77	6.2
3	8.04	8.09	8.08	7.9	7.84	4.67	20	Promedio:	7.995	8.147778	8.075714	7.444286
4	..	7.8	7.8	7.74	7.7	4.6	20					
5	8.11	8.14	..	7.77	8.05	4.61	23					
6	8.25	8.05	8.08	7.85	7.7	4.42	19.6	Max.P(2):	8.14	8.31	8.64	8.3
7	8	8	8	7.85	7.7	4.45	20	Min.P(2):	7.7	7.9	7.87	6.61
8	7.8	7.8	7.9	7.83	7.68	4.7	20	Promedio:	7.913125	8.094545	8.09	7.497143
9	..	7.8	7.9	7.86	7.95	4.67	20.5					
10	8.13	8	..	..	..	4.54	20					
11	7.95	7.99	7.95	7.94	7.92	4.61	22	Max.P(3):	8.08	8.21	8.32	8.35
12	8	7.9	7.85	7.82	7.8	4.64	21	Min.P(3):	7.6	7.86	7.79	6.47
13	8	7.8	7.9	7.86	7.84	4.61	20	Promedio:	7.888	8.017273	8.014286	7.532857
14	8.09	7.81	7.8	7.83	7.82	4.61	21					
15	7.85	7.81	7.88	7.85	7.81	4.61	22					
16	7.8	7.7	7.6	..	7.7	4.61	20.5	Max.P(4):	7.94	8.06	8.7	8.16
17	..	..	..	..	..	4.36	21	Min.P(4):	7.7	7.8	7.8	6.37
18	..	..	..	..	..	4.54	21	Promedio:	7.823333	7.966364	8.047857	7.529286
19	7.77	7.79	7.8	7.75	7.92	4.61	22					
20	-	-	-	-	-	4.57	20					
21	-	-	-	-	-	4.61	21	Max.P(5):	8.05	8.14	8.34	8.07
22	-	-	-	-	-	4.56	21	Min.P(5):	7.6	7.76	7.75	6.3
23	-	-	-	-	-	4.61	20	Promedio:	7.79125	7.950909	7.976429	7.5
24	-	-	-	-	-	4.54	20					
25	-	-	-	-	-	4.54	21					
26	-	-	-	-	-	5.96	20	Max.GASTO	4.7	6.48	8.6	10.19
27	-	-	-	-	-	5.89	21	Min.GASTO	4.36	5.38	7.86	8.31
28	-	-	-	-	-	6.06	21	Promedio:	4.5812	5.9976	8.338571	9.534211
29	-	-	-	-	-	6.37	21					
30	-	-	-	-	-	6.2	18					
31	-	-	-	-	-	6.02	20	Max.TEMP.	23	22	19	21
32	-	-	-	-	-	6.23	22	Min.TEMP.	19.6	17	14	17
33	-	-	-	-	-	5.92	19	Promedio:	20.664	19.2	17.03571	18.73684
34	-	-	-	-	-	5.51	20					
35	-	-	-	-	-	6.05	20					
36	-	-	-	-	-	6.2	17					
37	..	8.14	8.08	8.05	8.14	6.17	18					
38	7.97	8.04	7.93	7.89	7.94	6.23	19					
39	..	..	..	..	..	6.2	18					
40	..	..	..	..	..	5.45	18					
41	8.25	8.31	..	..	..	6.48	19					
42	8.18	8.1	8.08	8.01	7.97	6.34	18					
43	7.95	7.92	7.9	7.89	7.9	6.06	18					
44	..	7.9	7.86	7.89	7.84	5.38	18.5					
45	..	..	8.21	8	8.01	5.62	19					
46	8.12	8.1	8.11	8.06	8.02	5.4	18					
47	8.27	8.16	8.01	7.97	7.9	6.3	19.5					
48	8.2	8.17	8.12	8.06	7.96	5.9	20					
49	8.17	8.05	7.89	7.8	7.76	6.2	18					
50	8.22	8.15	8	8.01	8.02	5.8	20					
52	8.47	8.64	8.31	8.34	8.3	8.2	19					
53	8.34	8.39	8.32	8.39	8.26	8.3	16.5					
54	8.28	8.26	8.25	8.32	8.34	8.6	15					
55	8.04	8.01	7.88	7.81	7.77	8.5	16					
56	7.77	7.96	7.93	7.96	7.95	8.3	19					
57	8.3	8.26	8.2	8.7	8	8.3	14					
58	7.82	7.87	7.84	7.83	7.84	8.25	16					
59	7.81	7.92	7.89	7.93	7.93	8.4	18					
60	8.05	7.99	7.79	7.82	7.8	7.86	19					
61	7.87	7.91	7.86	7.8	7.75	8.6	19					
62	8.29	8.03	7.96	7.93	7.9	8.37	19					
63	8.08	8.03	8.04	8.07	8.06	8.4	16					
64	8.08	8.05	8.03	7.92	7.93	8.25	16					
65	7.86	7.94	7.9	7.85	7.84	8.41	16					
66	7.3	7.5	7.52	7.5	7.54	9.88	20					
67	7.45	7.51	7.47	7.4	7.36	9.69	18					
68	8.06	7	6.94	6.89	6.83	9.25	21					
69	7.91	8.03	8.11	8.16	8.07	8.8	21					
70	8.13	8.24	8.19	8.03	7.94	8.76	18					
71	7.46	7.57	7.62	7.75	7.82	9.49	18					
72	7.25	7.32	7.48	7.64	7.66	9.85	17					
73	7.02	7.11	7.14	7.16	7.15	8.31	17					
74	8.1	8.07	8.02	7.92	7.86	9.76	18					
75	6.2	7.1	7.5	7.8	7.89	9.89	17					
76	6.77	6.61	6.47	6.37	6.3	9.85	18					
77	7.11	7.2	7.22	7.25	7.19	9.76	20					
78	8.1	8.3	8.35	8.12	7.96	9.85	18					
79	-	-	-	-	-	9.85	19					
80	7.36	7.4	7.43	7.42	7.41	10.2	18					

TABLA VI. RESULTADOS EXPERIMENTALES. SSV (mg/l)

CORRIDA	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	MAX/MIN	Gasto(1)	Gasto(2)	Gasto(3)	Gasto(4)
1	52	44	40	-	32	Max.P(1):	83	96	194	236
2	14	-	12	-	-	Min.P(1):	14	41	28	49
4	-	36	24	18	31	Promedio:	38	62	90	120
6	64	-	47	38	22					
7	22	-	-	13	11					
8	-	26	23	-	18	Max.P(2):	70	79	96	180
14	30	18	-	10	-	Min.P(2):	18	22	25	26
17	34	28	20	18	-	Promedio:	36	52	59	76
18	22	18	-	-	13	Ef.P(2):	.0542	.1624	.3487	.3702
19	40	30	27	-	20					
21	23	-	19	16	14	Max.P(3):	47	62	71	104
22	-	45	37	22	20	Min.P(3):	12	19	23	16
23	33	47	-	34	-	Promedio:	27	36	45	54
24	40	-	23	-	23	Ef.P(3):	.2898	.4099	.5040	.5522
26	41	-	36	28	25	Max.P(4):	38	71	41	76
27	-	48	42	33	23	Min.P(4):	10	22	20	16
29	75	67	62	38	34	Promedio:	21	35	32	38
30	60	55	29	24	-	Ef.P(4):	.4485	.4404	.6463	.6823
31	48	46	28	23	20					
33	62	56	-	54	43	Max.P(5):	44	43	34	68
34	90	-	-	71	40	Min.P(5):	11	18	18	15
35	56	31	22	-	21	Promedio:	22	25	27	30
40	-	72	60	22	22	Ef.P(5):	.4138	.5900	.6955	.7531
43	47	42	26	26	19					
46	49	22	19	-	18					
50	96	79	42	28	22					
52	98	96	71	39	27					
53	132	70	49	41	34					
54	-	34	30	26	-					
55	91	72	64	34	29					
56	130	-	54	36	34					
58	46	-	40	29	25					
59	45	41	-	22	29					
60	28	25	23	-	23					
61	194	87	46	37	-					
63	71	46	38	27	-					
64	96	54	35	20	18					
65	59	60	41	39	33					
66	129	75	75	-	56					
67	134	90	80	32	22					
68	-	106	76	51	-					
69	92	-	104	76	68					
70	176	90	49	45	36					
71	50	72	29	29	27					
72	146	71	52	-	27					
73	62	35	31	30	25					
74	236	38	34	16	25					
76	98	65	30	-	15					
77	-	26	-	24	17					
78	49	86	24	-	-					
80	78	66	16	-	-					
81	217	180	-	61	24					
82	123	-	96	35	26					
83	97	63	-	22	-					

TABLA VI. RESULTADOS EXPERIMENTALES. SSV (mg/l)

CORRIDA	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	MAX/MIN	Gasto(1)	Gasto(2)	Gasto(3)	Gasto(4)
1	52	44	40	-	32	Max.P(1):	83	96	194	236
2	14	-	12	-	-	Min.P(1):	14	41	28	49
4	-	36	24	18	31	Promedio:	38	62	90	120
6	64	-	47	38	22					
7	22	-	-	13	11					
8	-	26	23	-	18	Max.P(2):	70	79	96	180
14	30	18	-	10	-	Min.P(2):	18	22	25	26
17	34	23	20	18	-	Promedio:	36	52	59	76
18	22	18	-	-	13	Ef.P(2):	.0542	.1624	.3487	.3702
19	40	30	27	-	20					
21	23	-	19	16	14	Max.P(3):	47	62	71	104
22	-	45	37	22	20	Min.P(3):	12	19	23	16
23	83	47	-	34	-	Promedio:	27	36	45	54
24	40	-	23	-	23	Ef.P(3):	.2898	.4099	.5040	.5522
26	41	-	36	28	25	Max.P(4):	38	71	41	76
27	-	48	42	33	23	Min.P(4):	10	22	20	16
29	75	67	62	38	34	Promedio:	21	35	32	38
30	60	55	29	24	-	Ef.P(4):	.4485	.4404	.6463	.6823
31	48	46	28	23	20					
33	62	56	-	54	43	Max.P(5):	44	43	34	68
34	90	-	-	71	40	Min.P(5):	11	18	18	15
35	56	31	22	-	21	Promedio:	22	25	27	30
40	-	72	60	22	22	Ef.P(5):	.4138	.5900	.6955	.7531
43	47	42	26	26	19					
46	49	22	19	-	18					
50	96	79	42	28	22					
52	98	96	71	39	27					
53	132	70	49	41	34					
54	-	34	30	26	-					
55	91	72	64	34	29					
56	130	-	54	36	34					
58	46	-	40	29	25					
59	45	41	-	22	23					
60	29	25	23	-	23					
61	194	87	46	37	-					
63	71	46	38	27	-					
64	96	54	35	20	18					
65	59	60	41	39	33					
66	129	75	75	-	56					
67	134	90	80	32	22					
68	-	106	76	51	-					
69	92	-	104	76	68					
70	176	90	49	45	36					
71	50	72	29	29	27					
72	146	71	52	-	27					
73	62	35	31	30	25					
74	236	38	34	16	25					
76	98	65	30	-	15					
77	-	26	-	24	17					
78	49	86	24	-	-					
80	78	66	16	-	-					
81	217	180	-	61	24					
82	123	-	96	35	26					
83	97	63	-	22	-					

TABLA VII. RESULTADOS EXPERIMENTALES. DBO (mg/l)

CORRIDA	SOLUBLE					TOTAL		MAX/MIN	Gasto(1)	Gasto(2)	Gasto(3)	Gasto(4)
	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	P(1T)	P(5T)					
6	53	45	-	-	21	60	17	Max.P(1):	76	95	132	10
8	-	29	13	13	8	-	-	Min.P(1):	53	24	45	3
14	76	57	37	34	12	51	-	Promedio:	64	55	87	8
29	45	-	-	-	23	42	-	Max.P(2):	57	94	107	10
30	29	19	-	-	-	21	-	Min.P(2):	29	19	34	21
31	26	23	20	-	10	54	24	Promedio:	43	54	67	6
33	27	22	17	13	8	44	15	Ef.P(2):	.3222	.0301	.2249	.157
34	43	37	32	-	15	-	101	Max.P(3):	37	84	94	74
36	24	-	12	10	-	27	17	Min.P(3):	13	12	20	1
38	86	81	56	37	27	129	39	Promedio:	25	38	55	51
40	80	79	52	-	16	142	17	Ef.P(3):	.6056	.3091	.3653	.375
41	41	32	19	14	-	80	50	Max.P(4):	34	61	87	74
43	43	-	27	17	12	183	15	Min.P(4):	8	10	17	15
44	76	69	35	11	-	95	30	Promedio:	18	29	43	40
45	91	87	65	41	19	197	156	Ef.P(4):	.7158	.4841	.5058	.5034
47	95	94	84	59	-	108	26	Max.P(5):	21	58	47	55
48	67	47	39	23	16	-	-	Min.P(5):	8	19	14	11
52	128	107	94	87	14	96	12	Promedio:	14	19	29	29
53	53	35	20	17	15	164	35	Ef.P(5):	.7865	.6517	.6680	.6385
55	80	52	48	30	-	174	81	Max.P(1T)	60	197	174	190
57	92	83	67	54	45	102	54	Min.P(1T)	21	21	66	51
58	92	86	71	54	43	99	65	Promedio:	41	86	112	136
59	45	-	-	38	17	81	14	Ef.P(1T)	25	156	81	114
60	80	62	47	36	32	102	-	Min.P(5T)	12	15	12	21
61	92	83	75	63	47	152	72	Promedio:	19	41	44	69
62	132	66	48	39	24	147	48	Ef.P(5T)	.5506	.5216	.6055	.4987
63	63	34	27	18	15	74	21	Max.P(5T)	25	156	81	114
64	101	90	74	53	46	162	60	Min.P(5T)	12	15	12	21
65	84	42	36	25	20	75	45	Promedio:	19	41	44	69
66	81	62	46	36	26	188	114	Ef.P(5T)	.5506	.5216	.6055	.4987
67	98	53	41	35	37	183	110	Max.P(1T)	60	197	174	190
68	89	84	59	45	31	135	63	Min.P(1T)	21	21	66	51
69	92	74	56	43	29	144	84	Promedio:	41	86	112	136
70	90	62	45	36	25	159	51	Ef.P(1T)	25	156	81	114
71	35	22	19	18	15	51	21	Max.P(5T)	25	156	81	114
72	69	59	31	25	23	104	35	Min.P(5T)	12	15	12	21
74	95	86	67	53	40	114	66	Promedio:	19	41	44	69
75	30	21	18	15	11	60	27	Ef.P(5T)	.5506	.5216	.6055	.4987
76	93	83	69	40	26	138	69	Max.P(1T)	60	197	174	190
77	92	80	65	56	31	147	57	Min.P(1T)	21	21	66	51
78	92	72	56	34	20	126	59	Promedio:	41	86	112	136
79	95	84	70	55	43	153	69	Ef.P(1T)	25	156	81	114
80	87	79	61	45	32	156	108	Max.P(5T)	25	156	81	114
81	101	100	74	74	55	198	96	Min.P(5T)	12	15	12	21
82	95	92	66	56	38	192	105	Promedio:	19	41	44	69
83	72	-	41	35	30	144	45	Ef.P(5T)	.5506	.5216	.6055	.4987
84	70	56	34	29	23	96	-	Max.P(1T)	60	197	174	190

TABLA VIII. RESULTADOS EXPERIMENTALES. DQO (mg/l)

CORRIDA	SOLUBLE					TOTAL		MAX/MIN	Gasto(1)	Gasto(2)	Gasto(3)	Gasto(4)
	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	P(1T)	P(5T)					
1	98	85	-	79	-	119	120	Max.P(1):	286	321	241	299
5	157	126	-	114	-	187	102	Min.P(1):	50	42	71	71
6	163	134	-	-	117	143	130	Promedio:	181	143	154	160
10	-	106	90	62	44	125	-					
11	249	210	190	174	146	197	-					
12	-	96	77	55	31	111	-	Max.P(2):	210	255	177	174
14	236	204	143	101	-	301	-	Min.P(2):	75	45	65	59
16	246	193	144	113	62	262	-	Promedio:	132	121	118	111
17	286	-	165	117	-	315	145	Ef.P(2):	.2725	.1558	.2345	.3055
19	129	68	40	-	-	205	-					
20	196	158	112	76	72	228	243	Max.P(3):	190	216	141	179
22	-	106	43	36	31	-	-	Min.P(3):	32	37	53	45
24	-	75	43	39	32	131	61	Promedio:	98	99	89	91
25	50	-	32	25	22	-	-	Ef.P(3):	.4572	.3092	.4225	.4287
26	52	45	37	-	-	108	-	Max.P(4):	174	175	130	159
27	-	65	41	30	-	-	-	Min.P(4):	25	23	35	31
28	93	86	61	35	-	147	136	Promedio:	82	83	73	77
29	110	87	40	37	33	129	-	Ef.P(4):	.5470	.4194	.5255	.5190
31	56	45	49	37	21	107	-					
32	101	-	-	73	65	204	109	Max.P(5):	146	171	123	156
33	79	67	59	48	-	138	-	Min.P(5):	22	21	40	24
34	107	97	91	81	64	214	125	Promedio:	62	76	68	64
35	42	-	-	-	30	61	68	Ef.P(5):	.6582	.4717	.5588	.6021
36	-	74	62	37	21	89	-					
37	126	118	96	86	-	154	-	Max.P(1T)	315	381	288	344
38	211	173	121	100	69	297	203	Min.P(1T)	111	61	87	102
39	226	202	166	141	132	293	183	Promedio:	194	190	194	232
40	189	173	137	118	60	347	92					
41	73	65	60	59	47	162	81					
43	108	-	97	103	78	115	-	Max.P(5T)	243	203	166	184
44	79	-	74	62	43	114	-	Min.P(5T)	61	81	75	89
45	263	255	179	143	131	265	126	Promedio:	134	133	113	126
46	103	95	46	23	-	107	-	Ef.P(5T)	.3103	.2974	.4173	.4576
47	321	245	187	160	139	381	189					
48	159	139	128	120	80	248	95					
49	320	-	216	175	171	375	200					
50	186	142	126	96	99	265	111					
52	130	-	110	51	43	240	-					
53	71	65	53	35	-	138	87					
55	165	114	94	84	78	200	102					
56	147	114	67	36	-	155	-					
57	167	142	-	130	123	183	149					
58	156	128	101	81	65	239	166					
59	241	143	55	47	40	273	75					
60	119	91	79	67	60	167	95					
61	225	177	141	98	79	248	139					
62	165	115	96	92	73	288	119					
63	119	85	65	61	50	188	84					
64	140	121	114	91	-	205	114					
66	109	89	82	78	58	183	109					
67	145	82	67	63	48	260	89					
68	119	103	-	47	40	241	134					
69	244	136	112	104	92	300	172					
70	212	136	104	96	72	264	144					
71	126	101	45	32	24	134	-					
73	98	86	49	37	24	102	-					
74	195	174	144	119	110	284	148					
75	83	75	55	-	-	146	94					
76	176	137	118	86	-	242	125					
77	127	90	70	-	37	216	90					
78	129	123	85	77	52	236	109					
79	205	156	107	78	72	238	184					
80	71	59	49	31	-	-	-					
81	162	132	102	68	38	302	98					
82	250	-	179	159	156	344	175					
83	299	115	101	80	-	300	122					
84	134	98	86	-	-	157	115					

ra muestras solubles, $P(1T)$ y $P(5T)$ para muestras totales.

Cada tabla está dividida (por líneas punteadas) en 4 secciones, las cuales corresponden a cada uno de los gastos experimentales con los que operó el sistema.

En el recuadro del lado derecho de cada tabla está colocado el resumen de ésta. En dicho recuadro se encuentran los valores máximo y mínimo, el promedio total y la eficiencia de remoción en cada punto de muestreo y para cada gasto experimental.

La Tabla IX presenta los valores promedio para cada parámetro fisicoquímico en cada punto de muestreo.

Cada uno de los gastos experimentales se mantuvo operando en el sistema bajo régimen hidráulico constante. Aún cuando la cantidad de líquido de alimentación fue una variable de control, no fue posible mantenerla totalmente en un valor fijo. Las variaciones para cada corrida están representadas en la (fig 19), en la que se distinguen claramente los 4 gastos con los que se operó.

Dentro de las variables no controlables, están la temperatura (fig 20) y la carga orgánica en el agua de influente (figs 21 y 22). Que corresponden a los valores de DBO y DQO respectivamente.

TABLA IX. PROMEDIO DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS

GASTO (l/s)	PUNTO DE MUESTREO	DBO _t (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	DQO _t (mg/l)	DQO ₅ (mg/l)	SSV (mg/l)	pH
4.5	Influente	41	64	194	181	38	8
	2		43		132	36	7.9
	3		25		98	27	7.9
	4		18		82	21	7.8
	Efluente	19	14	134	62	22	7.8
	Eficiencia	54%	78	31%	66%	42%	
6.0	Influente	86	55	272	156	62	8.1
	2		54		121	52	8.1
	3		38		99	36	8
	4		29		83	35	7.9
	Efluente.	41	19	137	76	25	7.9
	Eficiencia	52%	65%	50%	51%	60%	
8.5	Influencia	112	87	194	154	90	8.1
	2		67		118	59	8.1
	3		55		89	45	8
	4		43		73	32	8
	Efluente	44	29	113	68	27	8
	Eficiencia	61%	67%	42%	56%	70%	
9.5	Influente	138	82	248	160	120	7.4
	2		69		111	76	7.5
	3		51		91	54	7.5
	4		40		77	38	7.5
	Efluente	69	29	127	64	30	7.5
	Eficiencia	50%	65%	49%	60%	75%	

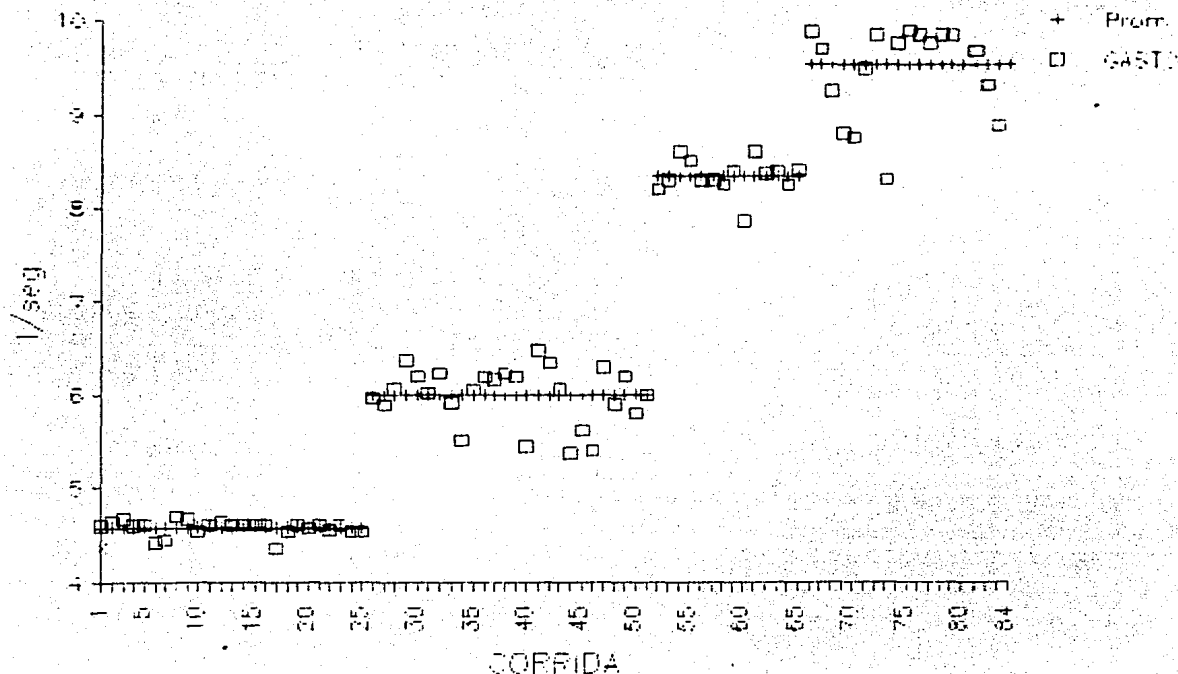


Fig 19. Gasto de Operación

En la (figura 20) se observa un descenso gradual de la temperatura del líquido desde el inicio de la experimentación (principios de septiembre) hasta alcanzar un valor mínimo durante la tercera corrida (diciembre-enero) en la que la temperatura del líquido fue de 14°C , aún cuando la temperatura ambiente llegó a estar, en ocasiones por debajo de los 7°C .

Los valores obtenidos de DQO y DBO para el agua de influente presentan un comportamiento aleatorio, aún cuando las muestras fueron tomadas en un horario similar para tratar de reducir en lo posible las variaciones horarias del influente.

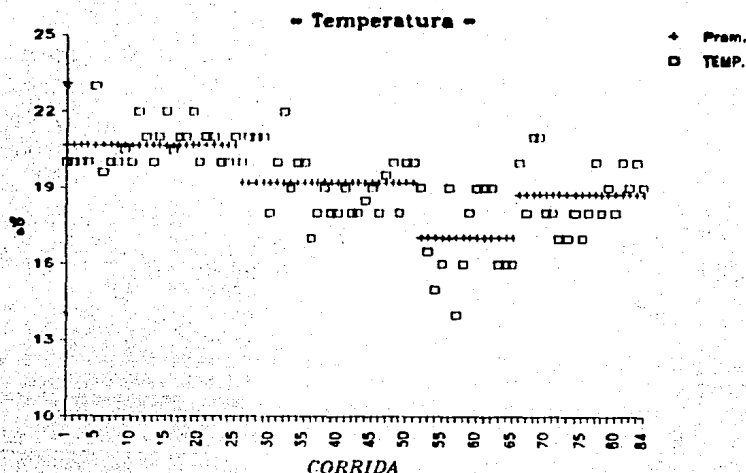


Fig 20. Temperatura promedio del líquido

Como se observa en las (figs 21 y 22) el sistema trabajó a concentraciones de oxígeno disuelto y carbono orgánico total_{mente} variable. De hecho, estas variaciones diarias se presentan en las determinaciones efectuadas por la PTARCU, en las que se trabaja con muestras compuestas recolectadas cada 4 horas.

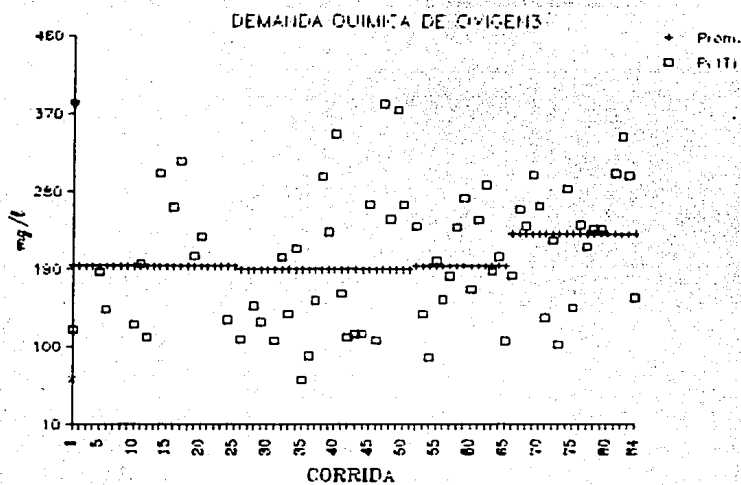


Fig 21. DQO del influente al filtro percolador

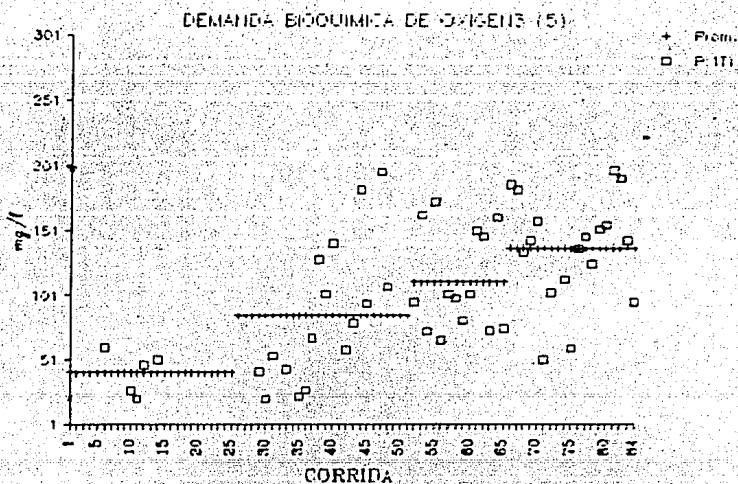


Fig 22. DBO del influente al filtro percolador

A pesar de las variaciones en la DQO y DBO , el pH del agua de influente no presentó prácticamente una variación considerable. Los valores se mantuvieron en el intervalo entre 7.5 y 8.4, lo que hace que el líquido tenga carácter ligeramente alcalino (fig 23), pero no lo suficiente para crear efectos negativos en la biomasa.

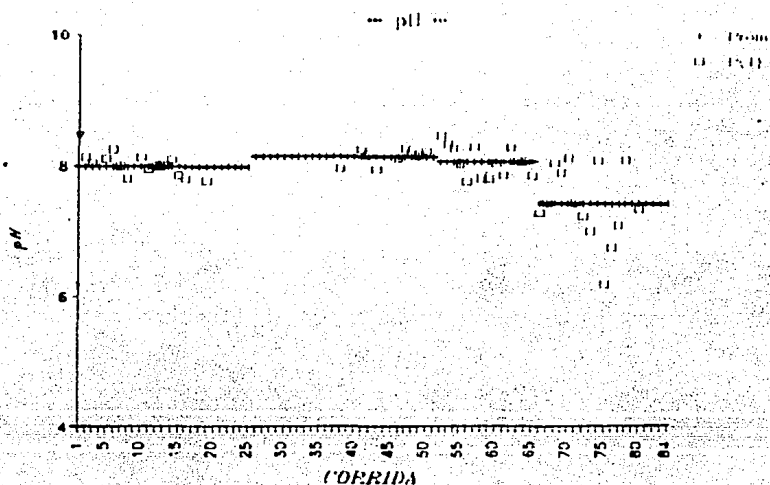


Fig 23. pH del líquido del Influyente

TABLA X. CONDICIONES DE OPERACION DEL FILTRO PERCOLADOR (PTARCU).

PARAMETRO	GASTO 1	GASTO 2	GASTO 3	GASTO 4	OBSERVACIONES
Volumen empaque (m^3)	42.6	42.6	42.6	42.6	Bio-Dek B-19060 (Munters, Oy.)
Area especifica (m^2/m^3)	140	140	140	140	
Area superficial de empaque (m^2)	5964	5964	5964	5964	
Area transversal de empaque (m^2)	7.22	7.22	7.22	7.22	
Altura empacada (m)	5.90	5.90	5.90	5.90	Las variaciones obedecen a problemas de tipo operativo. Referida al área transversal de empaque
Gasto (l/s)	4.3-4.7	5.5-6.5	9-8.5	8.5-9.5	
Carga hidráulica (m^3/m^2d)	50.5-55.2	64.6-76.4	94-100	100-111.6	
DBO influente (mg/l)	10-80	15-95	35-140	35-145	
DBO efluente (mg/l)	8-25	8-25	15-55	10-50	Las variaciones de pH en el sistema no fueron considerables en ninguna corrida
DQO influente (mg/l)	35-280	35-300	35-240	50-280	
DQO efluente (mg/l)	20-40	20-160	30-150	30-150	
SSV influente (mg/l)	9-50	10-60	15-80	20-250	
SSV efluente (mg/l)	10-40	15-40	20-45	15-65	
pH influente (mg/l)	7.8 -8.2	8-8.3	7.8-8.4	7-8	
Temperatura del agua (°C)	20-21	16-20	13-19	18-20	
Temperatura ambiente (°C)	18-23	15-21	8-17	14-24	
Tiempo de operación	5-09-86/27-10-86	6-11-86/14-01-87	26-01-87/12-08-87	25-02-87/25-03-87	
Muestreo	Cada 3er día	Cada 3er día	Diario	Diario	

7. DISCUSION DE RESULTADOS Y OBTENCION DE LAS CONSTANTES CINETICAS

7.1 *Eficiencia de remoción*

7.1.1 Comportamiento de la remoción en el perfil vertical

Durante el estudio se observó que, tanto la DBO como la DQO y los SSV presentaron un perfil de remoción dependiente de la profundidad del medio, en un 85% de los resultados obtenidos.

Uno de los argumentos para la eliminación de datos fue el análisis del comportamiento espacial de los parámetros a todo lo largo de la torre. El perfil para cada corrida individual se obtuvo graficando el valor de cada parámetro contra la profundidad de empaque, obteniendo una serie de gráficas

similares a la (fig 24).

Cada una de las curvas de esta gráfica representa la DBO a todo lo largo de la torre para una corrida experimental.

(Observe que todas son de carácter decreciente con respecto a la profundidad). De manera similar se graficó el valor de DQO y SSV para cada una de las 84 corridas realizadas.

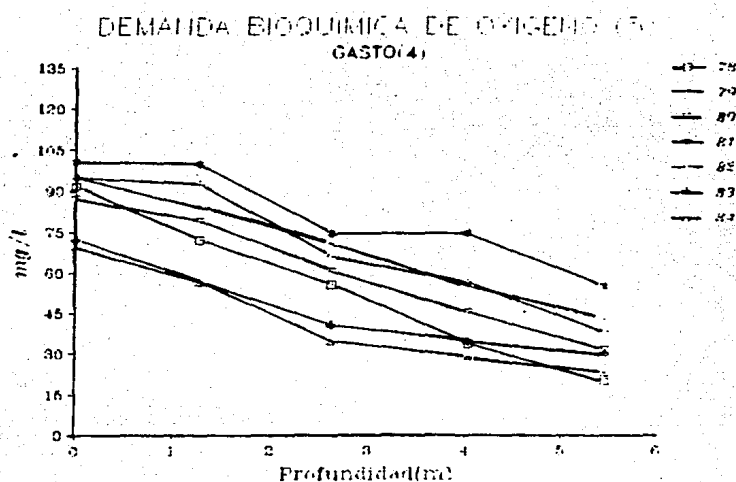


Fig 24. Perfil de remoción de la DBO con respecto a la profundidad de empaque.

Los datos fueron eliminados si el perfil no presentaba el comportamiento decreciente. Como resultado de este análisis, se tienen gráficas similares a la (fig 23) que contienen los datos seleccionados para el procedimiento matemático posterior.

En este informe se presentan las gráficas más representativas e importantes. El Anexo I contiene la totalidad de ellas.

La segunda consideración que se tomó para la discriminación fue el seleccionar los datos que estuvieran dentro de los límites de confianza de $\pm 95\%$. Para DBO entre 25 y 200 mg/l; para DQO entre 50 y 300 mg/l; y para SSV entre 20 y 200 mg/l, en el agua de influente.

Estos valores obedecen a las observaciones realizadas en curvas como las que se muestran en la (fig 25). En ésta figura están graficados los SSV (mg/l) v.s. la profundidad de empaque para distintas corridas (59 a 65).

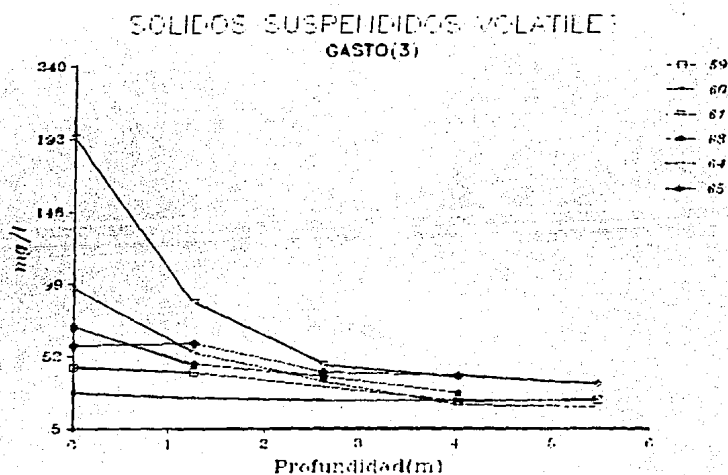


Fig 25. Perfil de remoción de los SSV para diferentes concentraciones en el Influyente.

Si se observa cada curva, el comportamiento de remoción tiende a ser una horizontal, conforme la concentración en el influente (profundidad 0 m) es cada vez menor, hasta llegar a un límite en el que prácticamente el perfil de remoción es

una línea recta.

Este comportamiento nos indica la existencia de concentraciones refractarias. Esto es, que existe un valor mínimo en la concentración del agua de influente (ya sea DBO, DQO, SSV) por debajo del cual no existe remoción, ya que este valor representa la concentración de sustancia orgánica no biodegradable presente en el líquido.

Por el contrario, cuando se tuvo influentes sumamente concentrados, se observó una remoción muy rápida, en la mitad superior del filtro (65 - 70% de la remoción total), mientras que en la mitad inferior la remoción fue más lenta.

Este fenómeno se presentó tanto en DBO y DQO como en los SSV. En todos los casos la concentración tiende a alcanzar el valor de concentración refractaria.

Para disminuir el efecto que tiene la variación de la carga orgánica sobre la remoción, se establecieron los intervalos de confiabilidad antes mencionados.

Del análisis de los resultados de las observaciones microbiológicas se concluye que la alta remoción alcanzada en la mitad superior del filtro es consecuencia de la comunidad biológica desarrollada en el equipo. En la zona superior se

(fig 24).

La presencia de una disminución drástica en la DBO entre un punto de muestreo y otro indicaría un tiempo de contacto líquido-biopelícula prolongado, lo que ocurriría únicamente al existir zonas de retención de líquido.

Al término de la experimentación de la segunda carga hidráulica se presentaron problemas de baja eficiencia en el sedimentador lo que podría deberse a rompimiento del flóculo en el cárcamo de bombeo a la salida del filtro percolador, o al desprendimiento continuo de biopelícula joven.

Con el objeto de abatir este problema se realizaron una serie de pruebas de jarras para observar la conveniencia de la adición de un agente floculante ($Al_2(SO_4)_3$), en el influente del sedimentador. Se probaron diferentes concentraciones y pH para determinar la concentración óptima.

En el intervalo de concentraciones de agente entre 0 y 90 mg/l, no se observó cambio significativo en ese valor de turbiedad. Para 100 mg/l esta lectura bajó de 6.5 a 1.8 NTU.

Esta cantidad de floculante representaría, para un gasto de 8.5 l/s, el agregar 193 kg $(Al_2(SO_4)_3)$ por día, lo que resulta económicamente inoperante.

Otra de las observaciones que se pueden hacer sobre el efecto de la profundidad del filtro en la remoción, es el amortiguamiento de las variaciones de la carga, conforme el líquido avanza en el filtro.

Si se comparan las (figs 26 y 27) que corresponden a los valores de DQO soluble de influente y efluente v.s. corrida, se observa que no únicamente hay una disminución en el valor del parámetro a la salida del equipo, sino que existe un amortiguamiento de la variabilidad, haciendo que la dispersión de los puntos con respecto a la media sea cada vez menor a todo lo largo del equipo. Este comportamiento es similar para DBO y SSV .

Aún cuando se observa este amortiguamiento, los puntos siguen teniendo una dispersión, lo que puede deberse a que el tiempo de retención hidráulico no es lo suficientemente grande para alcanzar valores más cercanos a la media, sin embar-

identificaron organismos con una intensa actividad de degradación aeróbica tales como bacterias, hongos y algas. Mientras que en la parte baja predominaron los nemátodos y ácaros principalmente. La presencia de estos últimos indica una concentración de oxígeno baja en el líquido, por lo que la degradación de material orgánico es lenta.

El hecho de que exista una alta remoción sugiere que los microorganismos están en una fase de reproducción activa ya que la presencia de agua residual rica en material orgánico y oxígeno, así lo permiten. El crecimiento acelerado de la biopelícula en las partes altas hacen que los lodos presenten características diferentes a los lodos de la zona inferior.

A medida que la profundidad aumenta se observa una estratificación en la calidad de los lodos. Conforme se avanza en el empaque existe un oscurecimiento gradual así como una mayor sedimentabilidad.

A pesar del desprendimiento continuo de la biopelícula (muy probablemente ocasionado por arrastre) no se presentaron evidencias de oclusiones ni inundaciones. Esto se deduce del comportamiento de remoción de DBO a lo largo de la torre,

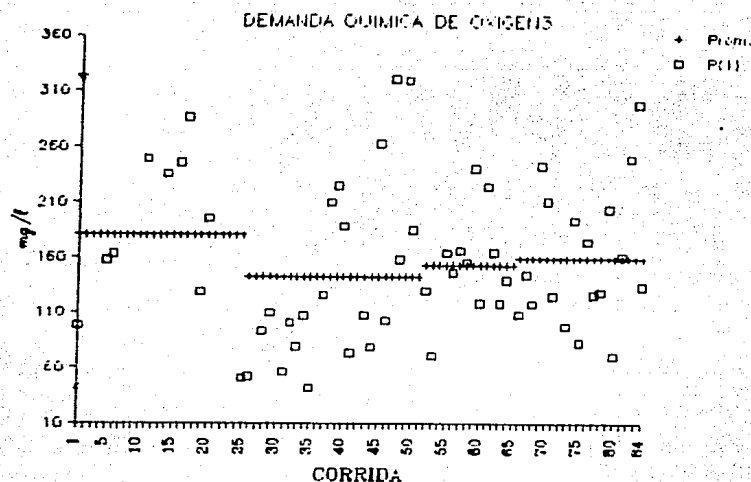


Fig 26. Datos de la DQO del líquido de Influyente del Filtro Percolador.

go, la tendencia demuestra que para una profundidad de empaque infinita todos los valores serían iguales a la concentración mínima refractaria.

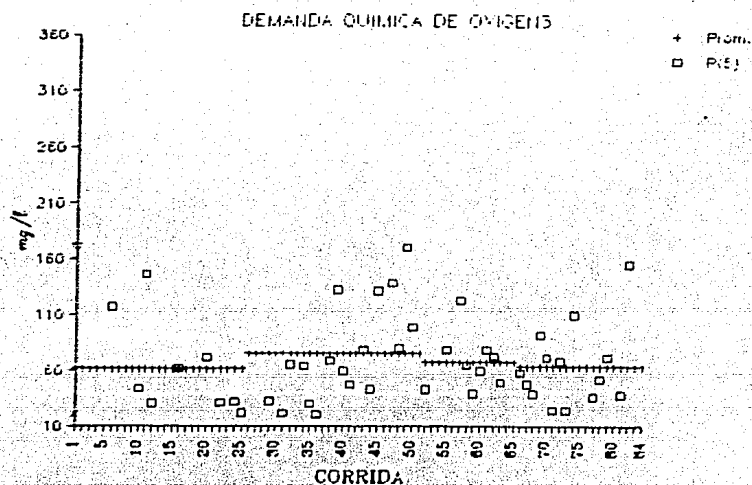


Fig 27. Datos de la DQO del Efluente del Filtro Percolador.

Lo anterior es congruente con los resultados de eficiencia acumulada de remoción para cada punto del filtro. (Tablas VI, VII y VIII recuadro) en cualquiera de los parámetros.

Si bien la frecuencia acumulada de remoción va siendo cada vez mayor con respecto a la profundidad, no se puede decir que el comportamiento del gradiente de la eficiencia con respecto al gradiente de profundidad presente un perfil definido.

7.1.2 Evolución de la biopelícula

Dentro del análisis de los datos experimentales en relación con el comportamiento del sistema a lo largo de todo el tiempo de experimentación (septiembre 1986 a marzo 1987) resaltan los siguientes puntos.

Se esperaba que el desarrollo de la biopelícula ocurriera entre 3 y 4 semanas a partir del arranque del sistema. El muestreo biológico así como evidencias de remoción en parámetros fisicoquímicos indicaron la presencia de una comunidad biológica activa desde la segunda semana de operación. Esto demuestra que el agua de influente es rica en microorganismos y además que, los parámetros de pH, temperatura y O_2 están en los intervalos de valores adecuados para la reproducción de organismos.

Si se observa la Tabla VII, se tienen reportados muy pocos datos para DBO durante el primer gasto. Esto indica que durante esta etapa la estabilidad de la biopelícula aún no se alcanzaba, por lo que el perfil de remoción no se presentó en casi ninguna corrida, y por tanto fueron desechados la mayoría de los datos obtenidos en ella.

La estabilidad de la biopelícula se alcanzó durante el segundo gasto.

Los cambios de la carga hidráulica efectuados, demostraron tener un efecto directo sobre la eficiencia global del filtro percolador. En las (figs 28 y 29) se encuentra graficada la eficiencia de remoción para DQO y SSV con respecto a los días de operación transcurridos.

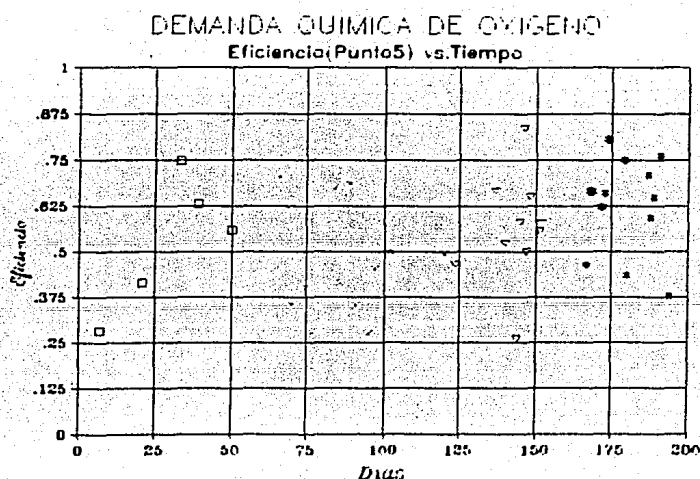


Fig 28. Eficiencia de remoción como DQO, con respecto al tiempo de operación.

Los cuatro gastos manejados están representados por signos diferentes ($\square$, $\times$, Δ , $\#$).

Eliminando algunos puntos correspondientes al gasto 1 (representada con cuadros) el comportamiento que sigue la eficiencia es el de aumentar conforme aumenta el gasto, en ambos casos.

Además, al igual que sucedió al graficar los datos contra la profundidad, se observa que los datos van teniendo una mayor concentración a medida que el tiempo transcurre. Esto habla de la madurez que va teniendo paulatinamente el sistema.

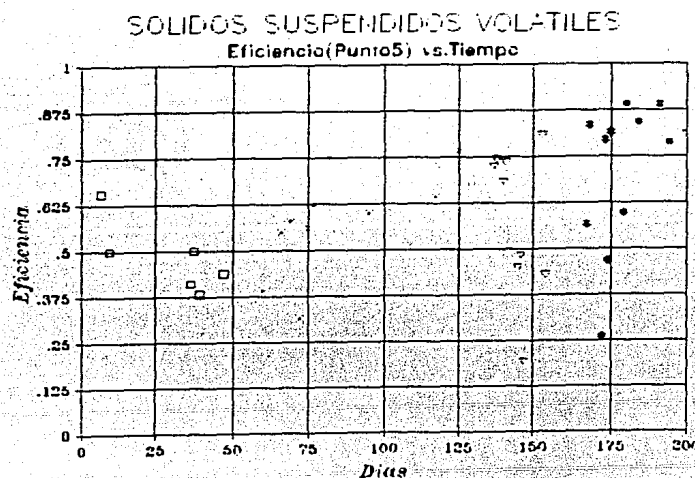


Fig 29. Eficiencia de remoción como SSV, con respecto al tiempo de operación.

De hecho, la primera biopelícula formada (durante el gasto 1) sufrió desprendimientos y una disminución muy marcada en el número de microorganismos, al cambiar el régimen hidráulico al segundo gasto, lo que se pone en manifiesto su fragilidad y poca madurez.

Una vez alcanzada la estabilidad, la variación del gasto de operación no tuvo repercusiones significativas.

7.1.3 Comportamiento con respecto a parámetros de control

Un fenómeno que se presentó al ir variando el gasto de operación, fué el de tener una agua de influente (tomada del brazo distribuidor del filtro) cada vez más concentrada.

Esto se explica si consideramos que en el cárcamo de influente se lleva a cabo una remoción de sustrato; por tanto mientras más tiempo permanezca el líquido dentro de él, llegará con una concentración menor al filtro.

Si el tiempo de residencia está definido como volumen/gasto, el aumento de carga hidráulica disminuye el tiempo de residencia en el cárcamo lo que origina una concentración de sustrato mayor.

La remoción dentro de este cárcamo fué probada comparando los resultados de muestras tomadas antes y después de él, obteniéndose diferencias considerables, siendo más pronunciada para la DBO.

Las variaciones de temperatura a lo largo de los siete meses de experimentación (fig 20) no tuvieron efectos significativos para la comunidad biológica. Sin embargo la diferencia (cerca de 4°C) entre la tercera corrida con respecto a las demás, representa una disminución en la eficiencia de acuerdo con la fórmula:

$$\eta_T = \eta_{20} (1.035)^{T-20} \quad (4)$$

En donde T está dada en °C.

La Tabla XI presenta las eficiencias globales de remoción para cada gasto corregidas por temperatura.

TABLA XI. EFICIENCIAS DE REMOCION CORREGIDAS POR TEMPERATURA

GASTO (l/s)	TEMPERATURA °C	DBO _t	DBO _Δ	DQO _t	DQO _Δ	SSV	% REMOCION TOTAL*	% REMOCION SOLUBLE
4.5	20.6	53%	77%	30%	64%	41%	41%	61%
6	19.2	54%	67%	51%	53%	61%	55%	60%
8.5	17	67%	74%	46%	62%	78%	64%	71%
9.5	18.7	52%	68%	51%	63%	78%	61%	70%

* Incluye los SSV

La eficiencia total promedio que se presenta en la Tabla IX es una eficiencia global que abarca los 3 parámetros físico-químicos.

Lo anterior puede ocasionar un error sistemático si consideramos que cada una de las pruebas presenta un margen de confiabilidad y de error experimental distinto. Por lo tanto se consideró la alternativa de utilizar el promedio ponderado de la eficiencia, por lo que se asignaron porcentajes de peso a cada parámetro, según su confiabilidad e importancia.

DQO -- 50%

DBO -- 25%

SSV -- 20%

Obteniendo las eficiencias de remoción promedio ponderadas para cada gasto (Tabla XII).

TABLA XII. PROMEDIOS PONDERADOS DE EFICIENCIA

GASTO (l/s)	TEMPERATURA °C	DBO _t 0.25	DBO _Δ 0.25	DQO _t 0.55	DQO _Δ 0.55	SSV 0.2	% REMOCION TOTAL	% REMOCION SOLUBLE
4.5	20.6	53%	77%	30%	64%	41%	38%	55%
6	19.2	54%	67%	51%	53%	61%	54%	46%
8.5	17	67%	74%	46%	62%	78%	58%	53%
9.5	18.7	52%	68%	51%	63%	78%	57%	51%

Finalmente se construyó la Tabla XIII en donde se obtiene una eficiencia considerando tanto la muestra total como la soluble. Lo anterior se obtiene mediante la ecuación:

$$\eta = \frac{S_{0t} - S_{1s}}{S_{0t}} \quad (5)$$

En donde

S_{0t} concentración de sustrato total en el influente

S_{1s} concentración de sustrato soluble en el efluente

TABLA XIII. EFICIENCIA PROMEDIO (TOTAL-SOLUBLE/TOTAL)

GASTO (l/s)	TEMPERATURA °C	DBO	DQO	SSV	% REMOCION PONDERADO	% REMOCION ARITMETICO
4.5	20.6	66%	68%	41%	62%	58%
6	19.2	78%	72%	61%	71%	70%
8.5	17	74%	65%	78%	70%	72%
9.5	18.7	79%	74%	78%	76%	77%

La (fig 30) contiene graficado el comportamiento de los resultados reportados en las Tablas XI, XII y XIII, a manera de comparación entre los distintos análisis realizados.

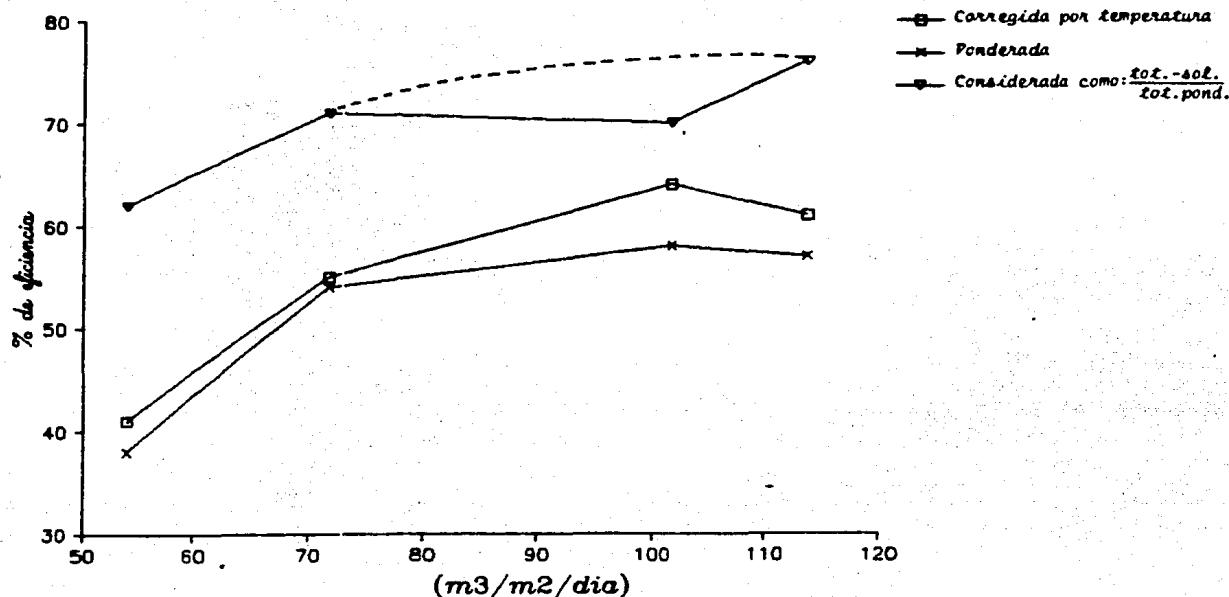


Fig 30. Eficiencia v.s. gasto de operación. (Promedio ponderado, aritmético y total/soluble).

El comportamiento en los tres casos es similar. El sistema va aumentando gradualmente en eficiencia hasta alcanzar un punto máximo, a partir del cual los incrementos en la carga orgánica llevan a una disminución en la remoción de sustrato.

Este gasto máximo se localiza alrededor de los 8.5 l/s ($4.15 m^3/m^2 hr$).

La remoción de materia orgánica total dentro del sistema presenta una eficiencia por debajo de la materia soluble. Esto puede ser debido a problemas en la sedimentabilidad de los lodos en el efluente del filtro, que originen que la concentración de sustrato en el líquido sea mayor. Sin embargo, a pesar de ello, se obtuvieron eficiencias entre 55 y 65% para

muestras totales.

La línea de remoción considerando las muestras totales y solubles, es una forma de cuantificar la eficiencia máxima que ofrece el equipo, sin importar la sedimentabilidad de la biopelícula. Mediante este método se comparan el valor máximo de la concentración de sustrato en el influente, y el valor mínimo a la salida del filtro. Esto hace que la eficiencia alcance valores entre 60 y 85% de remoción para las condiciones dadas de operación.

Esta línea, al situarse por encima de las otras dos, nos indica nuevamente, que existe un problema de suspensión de materia orgánica.

7.2 Modelo de Eckenfelder

7.2.1 Parámetros cinéticos n y k

El siguiente tratamiento que se le dió a los datos; representa un método gráfico para la obtención de las constantes a partir de resultados experimentales.

Este método está basado en el modelo propuesto por Eckenfelder para la remoción de sustrato dentro de lechos empacados.

La ecuación general que explica el comportamiento del sistema es de la forma:

$$\frac{S_e}{S_o} = \exp \left(\frac{k D}{Q^n} \right) \quad (6)$$

en donde

S_e = concentración de sustrato en el efluente

S_o = concentración de sustrato en el influente

D = profundidad

Q = carga hidráulica

n y k = constantes

El significado físico de n y k es el agrupar en un solo término, todos los factores que intervienen en definir las propiedades del agua residual a tratar (k) así como las del medio de empaque (n), y expresar la eficiencia en función de estos valores, de la profundidad del lecho y de la carga hidráulica.

La importancia de conocer el valor numérico de n y k reside en poder simular condiciones de operación teóricas para observar el comportamiento del equipo.

Además nos permiten la posibilidad del escalamiento de un estudio a nivel piloto y observar el efecto que tiene la profundidad en la eficiencia del sistema, o bien encontrar la relación óptima gasto-profundidad para obtener un porcentaje de

remoción requerido.

Procedimiento:

La ecuación de Eckenfelder puede ser expresada como:

$$\ln \left(\frac{S_e}{S_o} \right) = - \left(\frac{k}{Q^n} \right) D \quad (7)$$

Lo que representa una recta de pendiente $\frac{k}{Q^n}$.

En la Tabla XIV se encuentran los valores de S_e/S_o y D necesarios para construir la gráfica de esta recta. Tablas similares fueron construidas para DBO y SSV.

TABLA XIV. PERFIL DEL DQO REMANENTE CON RESPECTO A LA PROFUNDIDAD DEL FILTRO.

PROFUNDIDAD (m)	% DQO REMANENTE			
	GASTO 1	GASTO 2	GASTO 3	GASTO 4
0	100	100	100	100
1.27	73	85	77	70
2.63	55	70	58	58
4.03	46	59	48	49
5.46	35	53	45	40

La (fig 31) muestra graficados los valores de $\ln(S_e/S_o)$ v.s. profundidad para los gastos 2, 3 y 4. (El gasto 1 no fué incluido por las razones antes mencionadas). Cada una de las

curvas representa la eficiencia promedio a lo largo del filtro a cargas hidráulicas constantes.

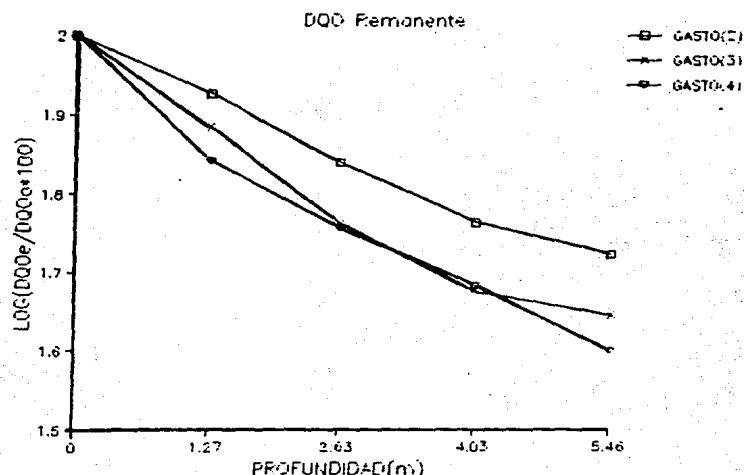


Fig 31. Log DQO remanente v.s. profundidad de empaque, para los gastos experimentales 2, 3 y 4.

Conociendo la pendiente de cada una de las 3 curvas, se puede construir la Tabla XV, en la que está colocado el logaritmo del valor absoluto de la pendiente, contra el logaritmo de la carga hidráulica, de acuerdo a la ecuación:

$$\text{Pendiente} = \frac{k}{Q^n} \quad (8)$$

$$\log \text{Pend} = \log k - n \log Q \quad (9)$$

TABLA XV

Corrida	$\log Q \text{ (m}^3/\text{m}^2 \text{ hr)}$	$\log (k/Q^n)$
2	0.475	1.28
3	0.618	1.17
4	0.677	1.15

La (fig 32) muestra la curva obtenida al graficar éstos valores.

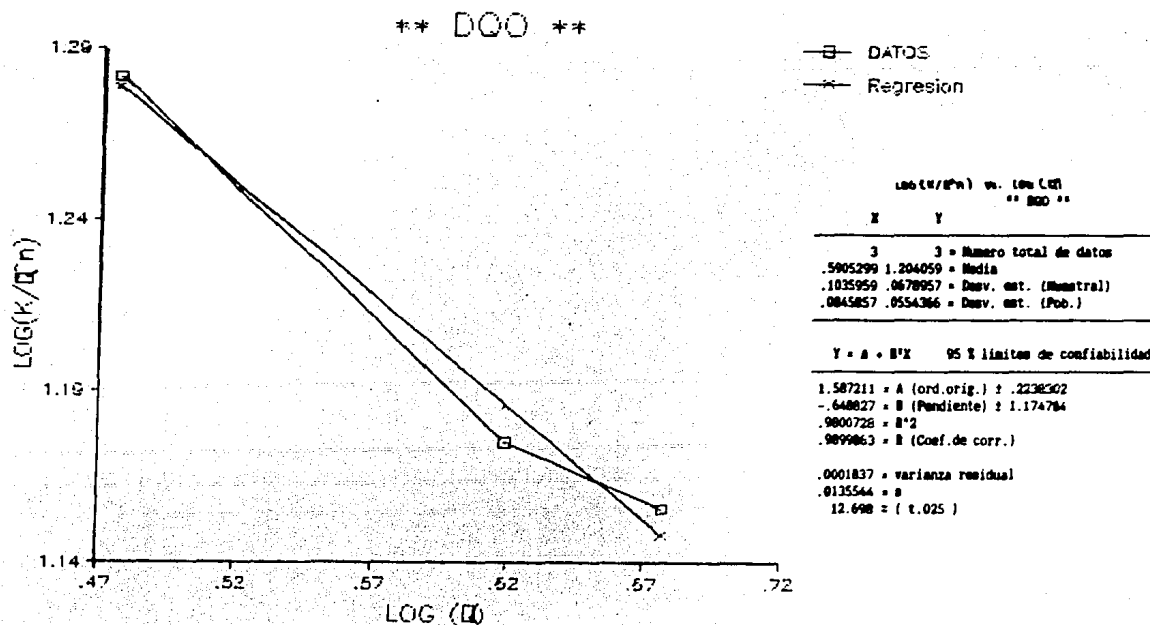


Fig 32. Log de la carga hidráulica v.s. Log (K/Q^n)

De esta gráfica obtenemos la pendiente que corresponde al valor de $n = - 0.64$.

Conociendo n se puede calcular el valor de D/Q^n y construir la Tabla XVI.

TABLA XVI. VALORES DE D/Q^n

CARGA HIDRAULICA (m^3/m^2 hr)	PROFUNDIDAD (m)	(D/Q^n) ($n = 0.64$)	log (% DQO REMANENTE)
2.99	1.27	2.58	1.92
2.99	2.63	5.35	1.83
2.99	4.08	8.20	1.76
2.99	5.46	11.11	1.76
4.15	1.27	3.20	1.88
4.15	2.63	6.62	1.76
4.15	4.03	10.15	1.67
4.15	5.46	13.76	1.64
4.75	1.27	3.49	1.84
4.75	2.63	7.23	1.75
4.75	4.03	11.08	1.68
4.75	5.46	15.01	1.59

Graficando el valor D/Q^n frente al logaritmo del porcentaje de sustrato remanente (fig 33), se obtiene una recta cuya pendiente es igual al valor de $k = 0.023$.

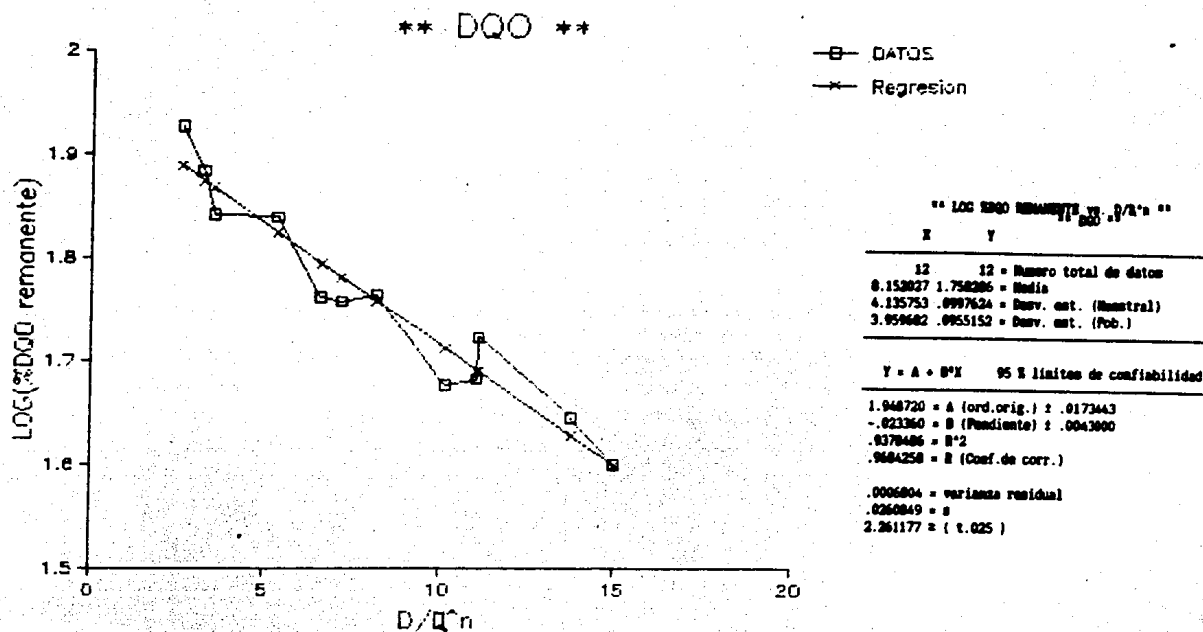


Fig 33. Log DQO remanente v.s. D/Q^n

De esta manera se trabajó tanto para DBO como para DQO obteniéndose los resultados de la Tabla XVII.

TABLA XVII. VALORES DE LAS CONSTANTES DE DISEÑO PARA DBO Y DQO

	<i>n</i>	<i>k</i>
DBO	0.142	-0.111
DQO	0.64	-0.023

8. CONCLUSIONES

Se obtuvo el gasto óptimo de operación cuando se alcanzó un régimen permanente en la eficiencia de remoción, al finalizar el segundo gasto experimental (aprox. 3 meses desde el arranque del sistema manteniéndose casi asintótica a partir de este momento. Esto concuerda con los resultados microbiológicos en donde se alcanzó la madurez de la comunidad microbiológica al finalizar la segunda carga.

La promedio de la eficiencia a partir del gasto óptimo fue del 75%.

Las gráficas obtenidas del perfil vertical de la biotorre mostraron que a concentraciones menores a 30 mg/l de DBO de influente el equipo no trabaja. Arriba de 50 mg/l el equipo muestra el perfil definido y amortigua las fluctuaciones

6 picos horarios hasta de 350 mg/l de DQO.

A concentraciones altas de sustrato, se observa una remoción pronunciada en la parte media superior del equipo, mientras que a bajas concentraciones la remoción es menor conforme se acerca a los valores mínimos.

El modelo de Eckenfelder se seleccionó ya que éste es aplicado para filtros de alta tasa y fue el que más se ajustó a los datos experimentales para la obtención de las constantes de diseño n y R .

El equipo fue operado sin recirculación y se presentaron problemas de rompimiento de flóculo a la salida de la biotorre en el cárcamo de bombeo de efluentes, lo que repercutió en la eficiencia del sedimentador.

La alternativa de utilizar un floculante a la salida de la biotorre no representa una solución práctica ni económicamente atractiva, debido a las altas dosis requeridas.

Se está llevando a cabo una segunda etapa de estudio en donde se prueba la recirculación y su repercusión en la eficiencia.

El comportamiento vertical denotó una estratificación tanto

en los monitoreos fisicoquímicos como en los biológicos, esto concuerda con lo esperado. Se observaron la existencia de 4 zonas. Las 2 primeras correspondieron a las zonas de alta remoción y se caracterizó por: bacterias algas y protozoarios.

Las zonas 3 y 4 de baja remoción por: ácaros, larvas y moscas, nemátodos e insectos.

Los valores de pH del líquido se mantuvieron entre 7.5 y 8.4 por lo que no existieron condiciones para crear efectos negativos en la biomasa.

9. REFERENCIAS

1. APHA-AWWA-WPCF (1985) "Standard Methods (for the examination of water and wastewater)". 16th. Edition, U.S.A.
2. Albertson, O.E.; Eckenfelder, W.W. (1984) "Analysis of Process Factor Affecting Plastic Media Trickling Filter Performance" 2nd. Int. Conf. Fixed-film Biol. Processes Vol. 1, pp. 345-377.
3. Atkinson, B.; Bush, A.W.; Dawkins, G.S. (1963) "Recirculation, Reaction Kinetics, and Effluent Quality in a Trickling Filter Flow Model", J.W.P.C.F. Vol. 35, pp. 1307-1317.

4. Atkinson, B.; Howell, J.A. (1975)
"Slime Holdup. Influent BOD, and Mass Transfer in Trickling Filters". J. Env. Eng. Div. ASCE., Vol. 101 pp. 585-605.
5. Atkinson, B.; Abdel Rahman Ali, M.E. (1976)
"Wetted Area, Slime Thickness and Liquid Phase Mass Transfer in Packed Bed Biological Film Reactors (Trickling Filters)". Trans. Inst. Chem. Engrs. Vol. 54, pp. 239-250.
6. Baillod, C.B.; Boyle, W.C. (1970)
"Mass. Transfer Limitations in Substrate Removal" J. San. Eng. Div. ASCE. Vol. 96, pp. 525-545.
7. Baker, J.H.; Graves, O.B. (1968)
"Recent Approaches for Tricling Filter Desing". J. San. Eng. Div. ASCE, Vol. 90, pp. 65-85.
8. Benzie, W.J.; Larkin, H.O.; Moore, A.F. (1963)
"Effects of Climatic and Loading Factors on Trickling Filters Performance". J.W.P.C.F. Vol. 35, pp. 445-455.
9. Bloodgood, D.E.; Teletzke, G.H.; Pohland, F.G. (1959)
"Fundamental Hydraulic Principles of Trickling Filters". Sewage and Industrial Wastes. Vol. 31, pp. 243-253.

10. Calvin, P.C.P.; Chin, H.K.; Smith, E.D.; Mikucki, S.W.
(1981)
"Upgrading with Rotating Biological Contactors for Ammonia Nitrogen Removal". J.W.P.C.F., Vol. 53, pp. 1158-1165.
11. Calvin, P.C.P.; Skov, K.R.; Banay, J.; Smith, D. (1984)
"Trickling Filter Renovation with Plastic Media". 2nd.
Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 2, pp. 1167-1178.
12. Cook, E.E.; Kincannon, F.D. (1971)
"An Evaluation of Trickling Filter Performance". Water and Sewage Works, Vol. 118, pp. 90-95.
13. Cook, E.E.; Crame, L. (1976)
"Effects of Dosing Rates on Trickling Filter Performance". J.W.P.C.F., Vol. 48, pp. 2723-2730.
14. Cook, E.E.; Katzberger, S.M. (1977)
"Effect of Residence Time on Fixed Reactor Performance". J.W.P.C.F., Vol. 49, pp. 1889-1895.
15. Cook, E.E., (1978)
"Effects of Long Term Endogenous Respiration (Fasting) on the Organic Removal Capacity of Trickling Filter". Biotechnol. and Bioeng. Vol. 20, pp. 293-296.

16. Cook, E.E.; Wu, B.C. (1979)
"Recirculation of Biological Solid over a Fixer-Films Biological Reactor". Biotechnol. and Bioeng. Vol. 21, pp. 2323-2328.
17. Craft, T.F.; Ingols, R.S. (1973)
"Flow Through Time in Trickling Filters". Water and Sewage Works, Vol. 120, pp. 78-79.
18. Curds, C.R.; Hawkes, H.A. (1983)
"Ecological Aspects of Used-water Treatment". Vol. 3, Academic Press. London.
19. Chen, S.Y.; Bungay, R.H. (1981)
"Microelectrode Studies of Oxygen Transfer in Trickling Filter Slimes". Biotechnol. and Bioeng. Vol. 23, pp. 781-792.
20. Chipperfield, J.N.P. (1967)
"Performance of Plastic Filter Media in Industrial and Domestic Waste Treatment". J.W.P.C.F. Vol. 39, pp. 1860-1874.
21. Eckenfelder, W.W.; Barnhart, E.L. (1963)
"Performance of a High Rate Trickling Filter Using Selected Media". J.W.P.C.F., Vol. 35, pp. 1535-1551.

22. Eckenfelder, W.W. (1963)
"Trickling Filtration Design and Performance"
Transactions of ASCE, Vol. 128 pp. 371-399.
23. Fairall, J.M. (1959)
"Correlation of Trickling Filter Data". Sewage and Industrial Wastes, Vol. 28, pp. 1069-1074.
24. Galler, W.S.; Gotaas, F. (1964)
"Analysis of Biological Filter Variables". J. San. Eng. Div. ASCE, Vol. 90, pp. 59-79.
25. Ganczarczyk, J.J.; Hutton, A. (1984)
"Physical Characteristics of PRO-PAK Random Media for Biological Filters". 2nd. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Process. Vol. 1. pp. 403-411.
26. González, S. (1982)
"Planta para Tratamiento de Aguas de Desecho de C.U.: Descripción del estado actual". Informe final del proyecto 2326 del Instituto de Ingeniería, UNAM. Diciembre.
27. Grantham, G.R. (1951)
"Trickling Filter Performance at Intermediate Loading Rates". Sewage and Industrial Wastes, Vol. 23, pp. 1227-1234.

28. Gromiec, M.J.; Malina, J.F. (1970)
"Design Guides for Biological Wastewater Treatment Processes". Technical Report CBWR-60. Center for Research in Water Resources. University of Texas at Austin, August.
29. Gromiec, M.J.; Malina, J.F.; Eckenfelder, W.W. (1972)
"Performance of Plastic Medium in Trickling Filter". Water Res. Vol. 6. pp. 1321-1332.
30. Gromiec, M.J.; Romam, M. (1979)
"Application of Correlation-Regression Method for Determination of Coefficients for the Eckenfelder Trickling Filter Performance". Water Res. Vol. 13. pp. 1105-1110.
31. Hanumanulu, V. (1969)
"Effect of Recirculation on Deep Trickling Filter Performance". J.W.P.C.F. Vol. 41. pp.1803-1806.
32. Honda, Y.; Matsumoto, J. (1983)
"The Effect of Temperature on the Growth of Microbial Films a Model Trickling Filter". Water Res. Vol. 17, pp. 375-382.
33. Huang, J.M.; Wu, Y.C.; Molof, A. (1982)
"Nitrified Secondary Treatment Effluent by Plastic-Media

Trickling Filter". 1st. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 2, pp. 870-891.

34. Jiménez B. (1986)

"La Operación de la Planta para Tratamiento de Aguas Residuales de C.U.: Comentarios y actividades propuestas". Informe final del proyecto 5308 del Instituto de Ingeniería, UNAM. Julio.

35. Kincannon, D.F. (1982)

"Evaluation of Biological Tower Design Methods". 1st. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 3 pp. 1623-1643.

36. Mabbott, W.J. (1982)

"Structural Engineering of Plastics Media for Wastewater Treatment by Fixed Film Reactors". 1st. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 3, pp. 1731-1739.

37. Maier, W.J.; Behn, V.G.; Gates, C.D. (1967)

"Simulation of Trickling Filter Process". J. San. Eng. Div. ASCE, Vol. 93, pp. 91-112.

38. Marsh, D.; Benefield, L.; Bennett, E.; Linstedt, D.; Hatman, E. (1981)

"Coupled Trickling Filter-rotating Biological Contactor Nitrification Process". J.W.P.C.F. Vol. 53, No. 10, pp.

1469-1480.

39. Mehta, D.S.; Davis, H.H.; Kingsbury, R.P. (1972)
"Oxygen Theory in Biological Treatment Plant Design". J.
San. Eng. Div. ASCE, Vol. 98, pp. 471-792.
40. Metcalf & Eddy (1979)
"Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse". Mc
Graw-Hill Co., U.S.A.
41. Mueller, J.A.; Paquin, P.; Famularo, J. (1978)
"Mass Transfer Impact on RBC and Trickling Filter Design".
A. I. Ch. E. Vol. 76. No. 197. pp. 250-270.
42. Norouzian, M. (1983)
"A Performance Evaluation and Kinetics Determination of
RBC System Operating at the C.U. Wastewater Treatment
Plant". Informe final del proyecto 3306 del Instituto
de Ingenieria, UNAM. Octubre.
43. Oleszkiewicz, J.A. (1976)
"Rational Design of High-Rate Trickling Filters, Based on
Experimental Data". Enviroment Protection Eng. Vol. 2.
No. 2. p. 87-105.

44. Oleszkiewicz, J.A. (1977)
"Theory and Design of High-rate Plastic Media Trickling Filters". Prog. Water Tech. Vol. 9. pp. 777-785.
45. Parker, O.S.; Merril, D.T. (1984)
"Effect of Plastic Media Configuration on Trickling Filter Performance". J.W.P.C.F. Vol. 56, pp. 955-961.
46. Peters, R.W.; Alleman, J.E. (1982)
"Part II: Current Status and Future Trends". 1st. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 1, pp. 60-68.
47. Ramalho, R.S. (1983)
"Introduction to Wastewater Treatment Processes". 2nd. Edition. Academic Press. U.S.A.
48. Rankin, S.R. (1955)
"Evaluation of the Performance of Biofiltration Plants". Transactions of ASCE. Vol. 120. pp. 823-842.
49. Rittmann, B.E. (1984)
"Choosing and Determining Loading Types for Fixed-film Reactors". 2nd. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 1. pp. 565-577.

50. Roberts, J. (1973)
"Towards a Better Understanding of High Rate Biological Film Flow Reactor Theory". Water Res. Vol. 7. pp. 1561-1588.
51. Rumpf, A. (1956)
"High-rate Trickling Filters in Germany". Sewage and Industrial Wastes, Vol. 28, No. 3. pp. 260-273.
52. Särner, E. (1984)
"Effect of Filter Medium, Substrate composition and Substrate and Hydraulic Load on Trickling Filter Performance". 2nd. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 1. pp. 378-402.
53. Schroeder, E.D. (1982)
"Trickling Filters: Reliability, Stability and Potential Performance". 1st. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 1. pp. 43-59.
54. Schulze, L.K. (1960)
"Load and Efficiency of Trickling Filters". J.W.P.C.F. Vol. pp. 245-261.

55. Sorrels, J.H. Zeller, P.J.A. (1956)
"Two-stage Trickling Filter Performance". Sewage and Industrial Wastes, Vol. 28, pp. 943-954.
56. Tucek, F.; Chudoba, J.; Madera, V. (1971)
"Unified Basis for Design of Biological Aerobic Treatment Processes". Water Res. Vol. 5. pp. 647-680.
57. Vaughan, G.M.; Holder, G.A. (1984)
"Substrate Removal in the Trickling Filter Process"
J.W.P.C.F. Vol. 56. No. 6. pp. 417-423.
58. Wilderer, P.A.; Hartman, L.; Mahrgang, T. (1982)
"Importance of Ecological Considerations on Design and Operations of Trickling Filters". 1st. Int. Conf. Fixed-Film Biol. Processes. Vol. 3. pp. 1599-1622.
59. WPCF-ASCE (1977)
"Wastewater Treatment Plant Design". Lancaster Press.
Inc. U.S.A.

ANEXO 1. TRATAMIENTO DE DATOS Y APLICACION DEL MODELO DE ECKENFELDER

OBJETIVO GENERAL

Validar y simplificar y mediante gráficas el manejo e interpretación de los datos fisicoquímicos que se generaron para la caracterización/optimización del equipo.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

Observar la variación de la carga orgánica como *DQO*, *DBO* y *SSV* del agua residual alimentada al equipo.

- Mostrar la poca variación de pH, temperatura y gasto que se tuvieron.

- Conocer la eficiencia del equipo con respecto al tiempo.
- Observar el comportamiento gráfico de la concentración de materia orgánica con respecto a la profundidad.
- Darle validez a los resultados experimentales mediante la metodología de Eckenfelder describiendo aquellos, que no guardan relación con la parte teórica; para la obtención de las constantes características del equipo.

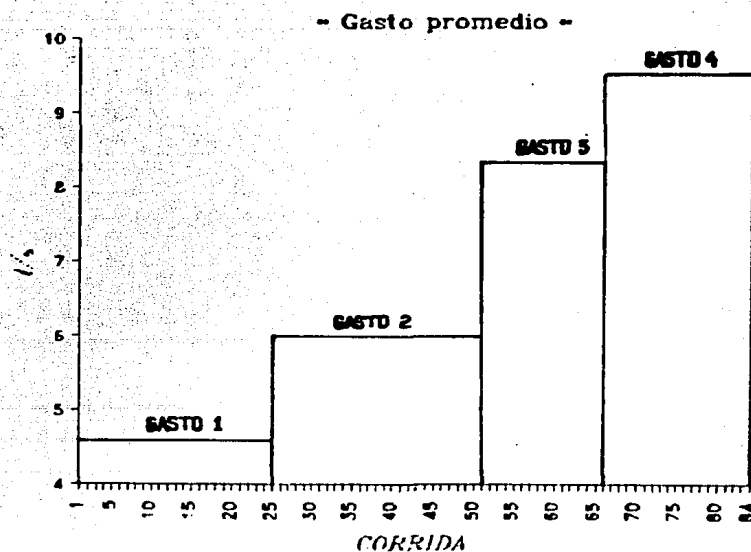
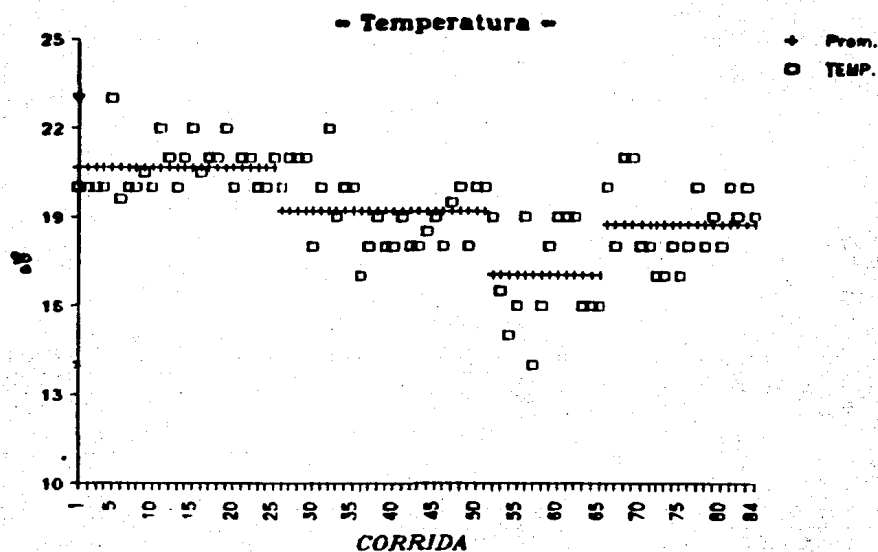


Figura 1. Valores de temperatura y gasto promedio

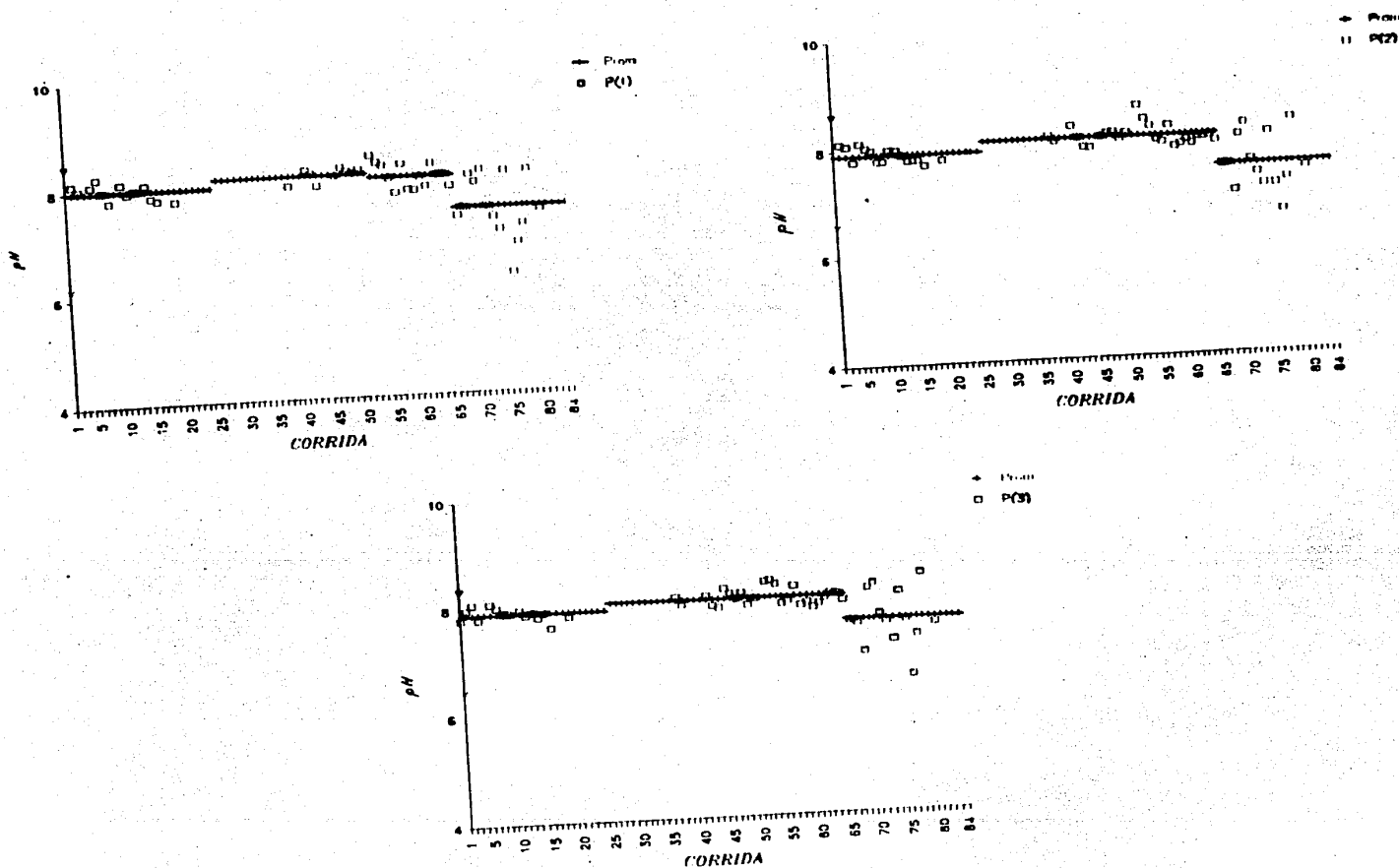


Figura 2. Comportamiento del pH, en los puntos P(1), P(2) y P(3) del lecho empacado

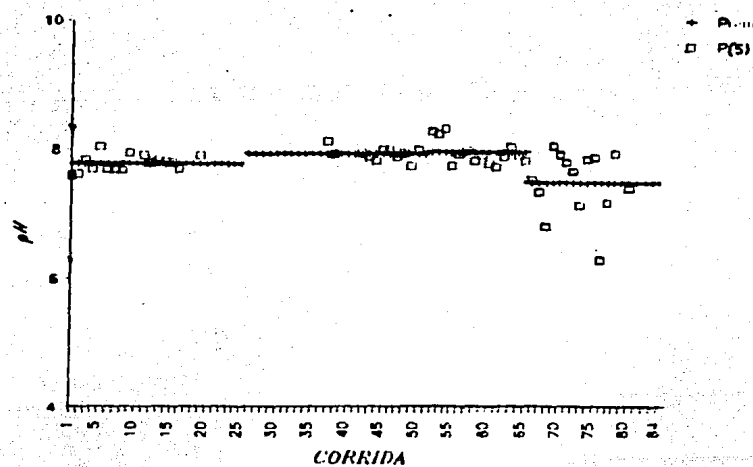
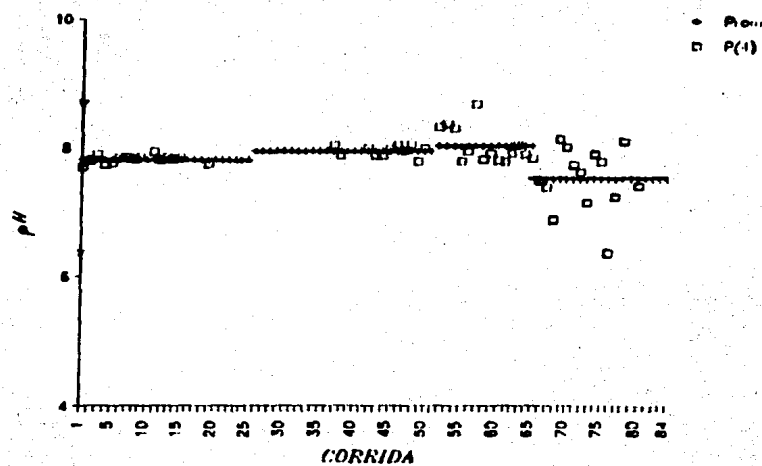


Figura 3. Comportamiento del pH, en los puntos P(4) y P(5) del lecho empacado.

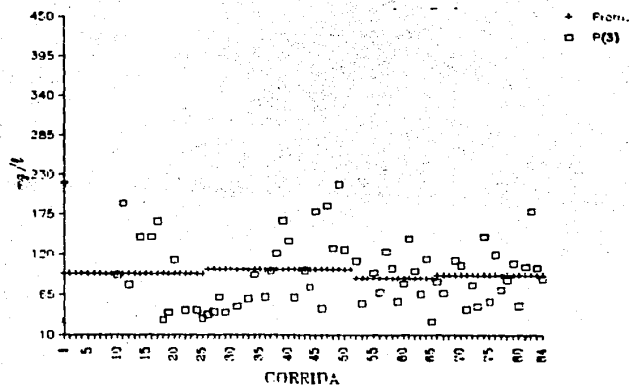
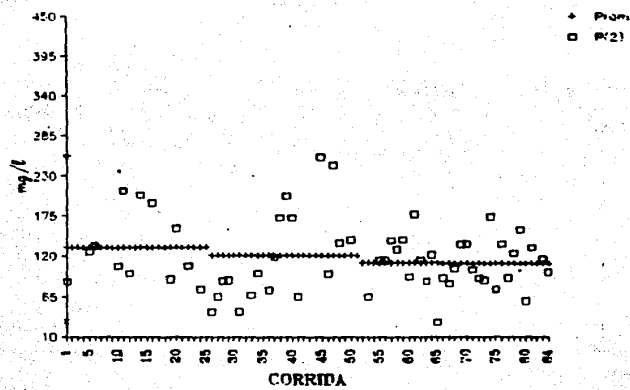
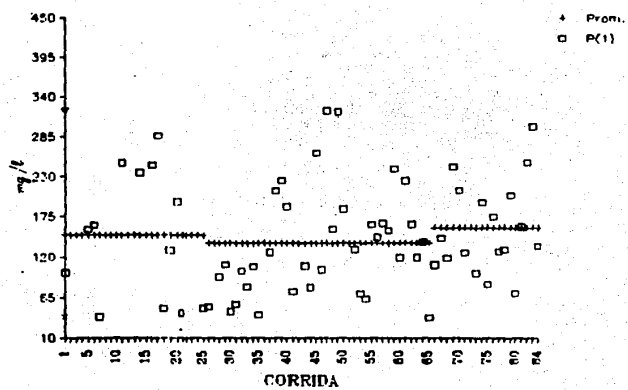


Figura 4. Valores para DQO soluble que presentaron perfil; para los puntos de muestreo $P(1)$, $P(2)$ y $P(3)$.

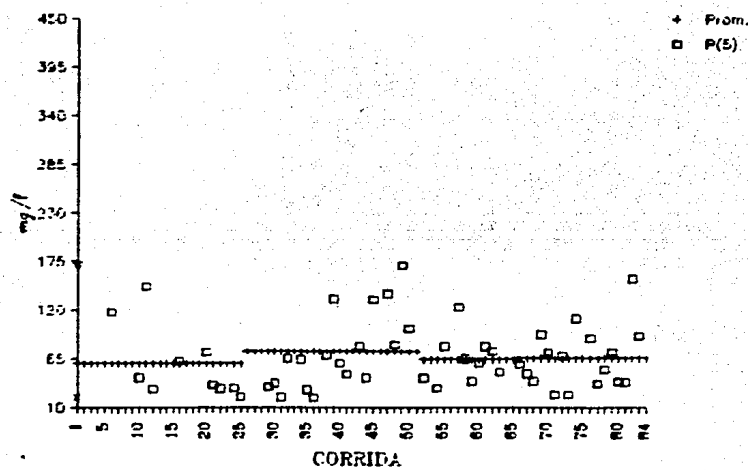
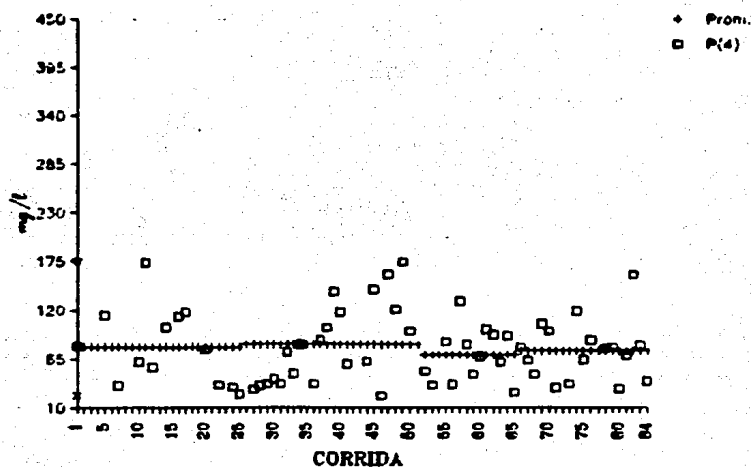


Figura 5. Valores para DQO soluble que presentaron perfil; para los puntos de muestreo P(4) y P(5).

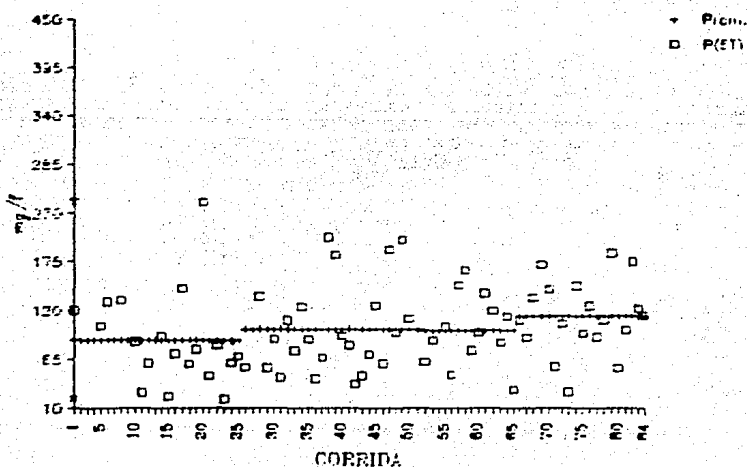
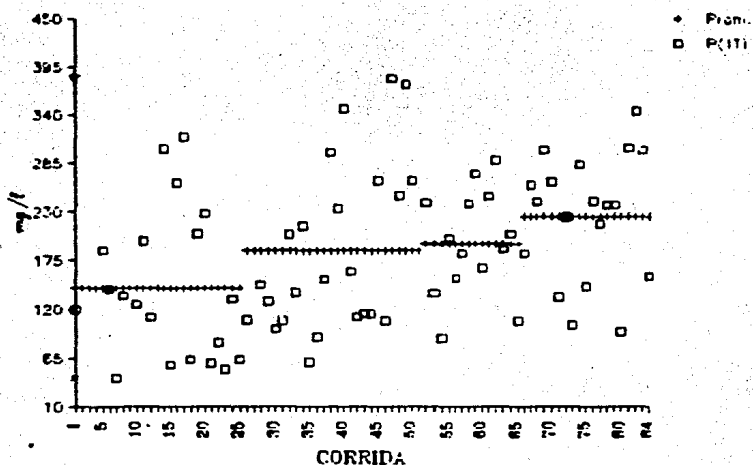


Figura 6. Valores para DQ_0 total que presentaron perfil; para los puntos de muestreo $P(1)$ y $P(5)$.

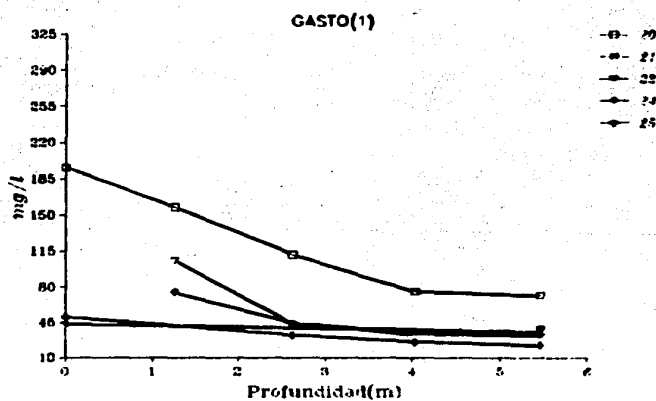
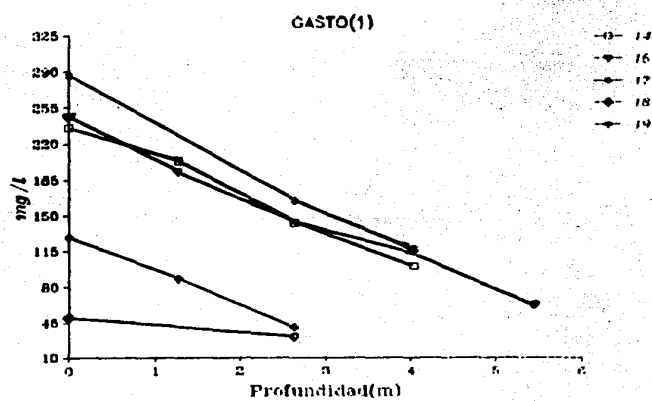
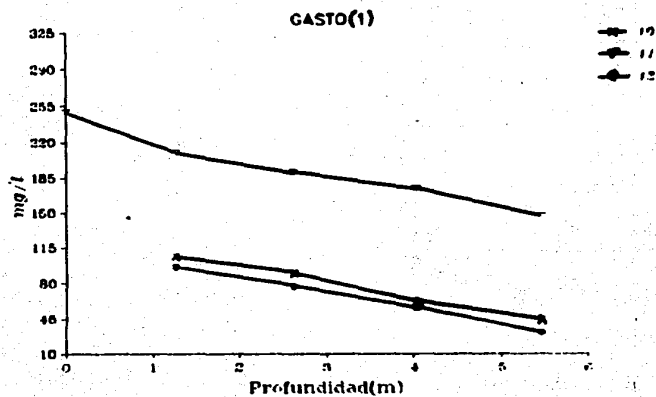
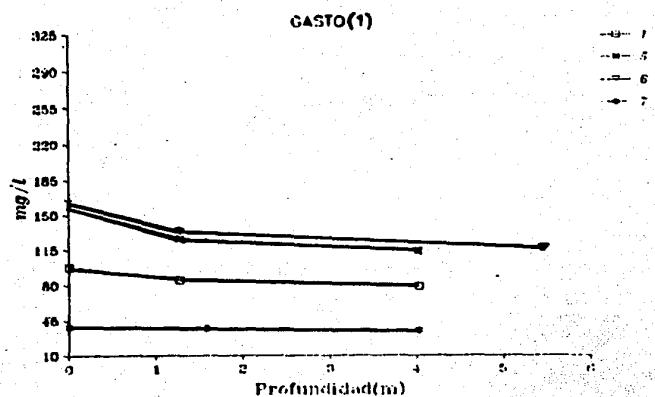


Figura 7. Comportamiento gráfico de la concentración de DQO soluble con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 1.

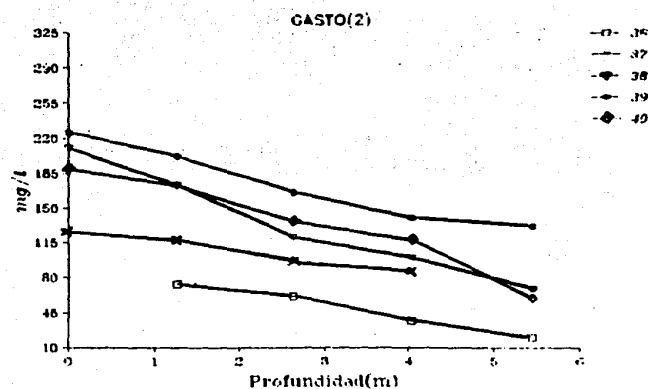
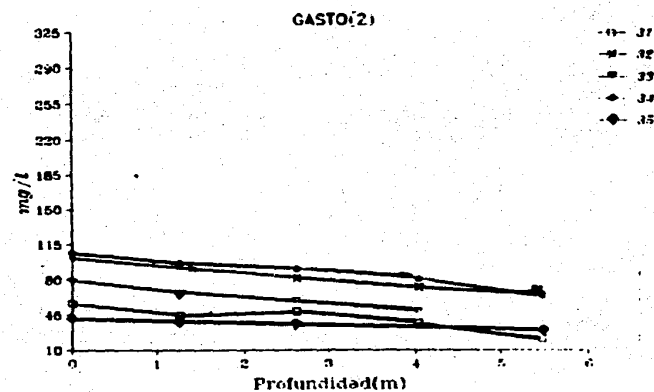
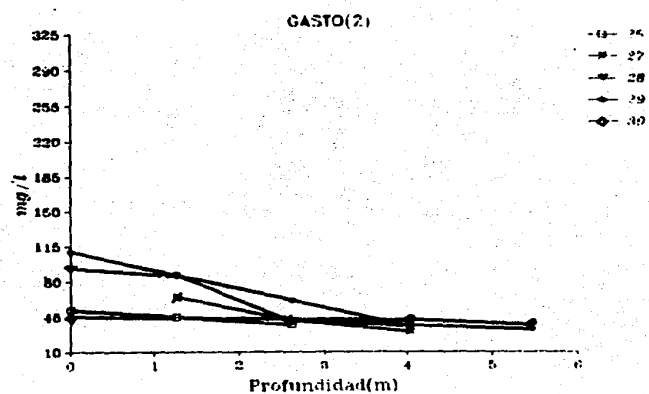


Figura 8. Comportamiento gráfico de la concentración de DQO soluble con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 2.

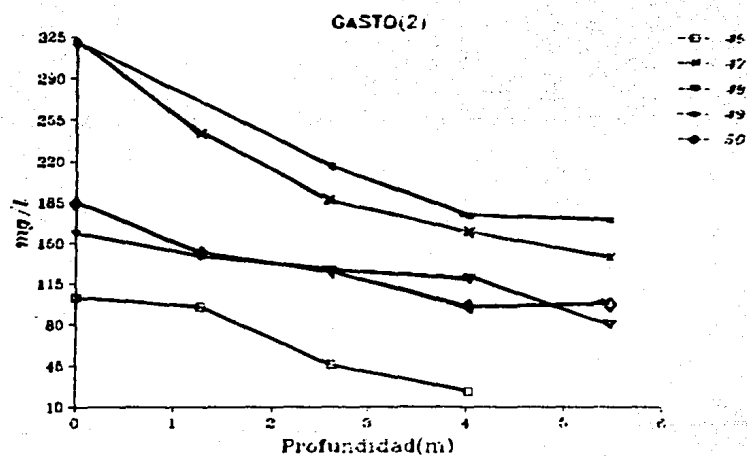
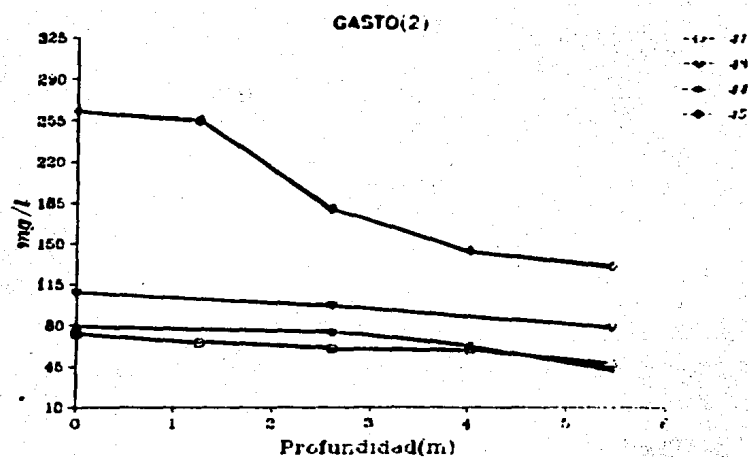


Figura 8. (CONTINUACION)

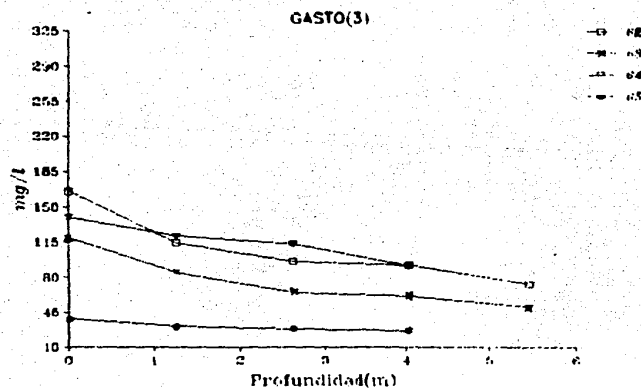
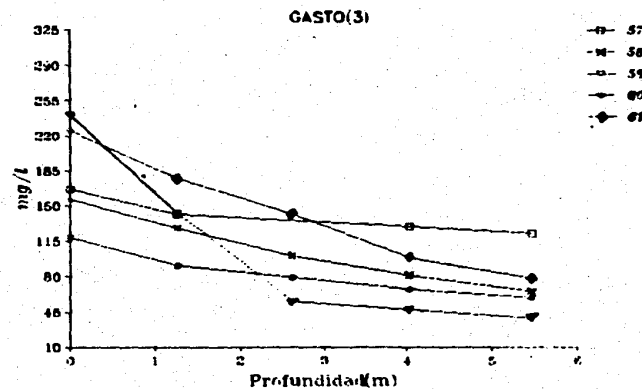
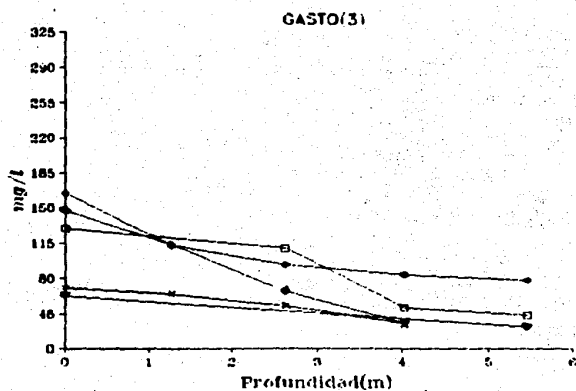


Figura 9. Comportamiento gráfico de la concentración de DQO soluble con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 3.

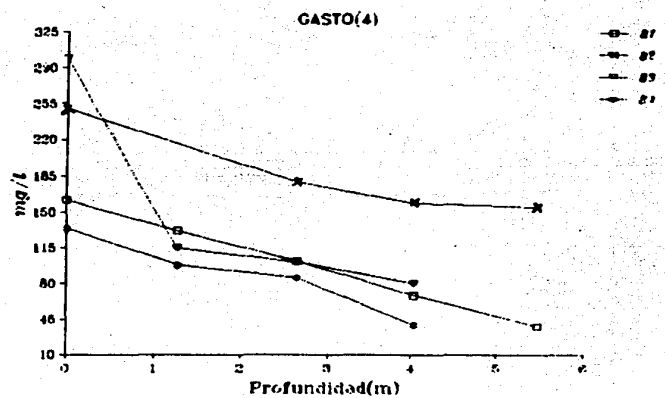
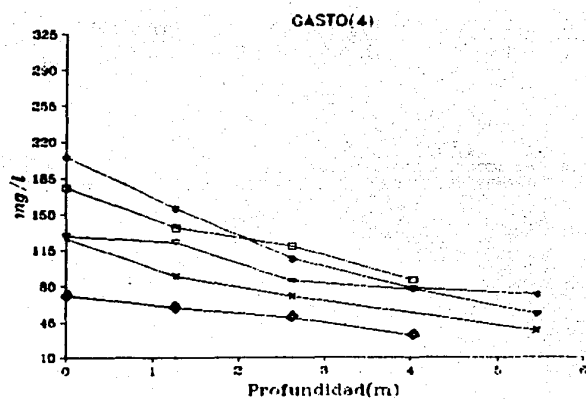
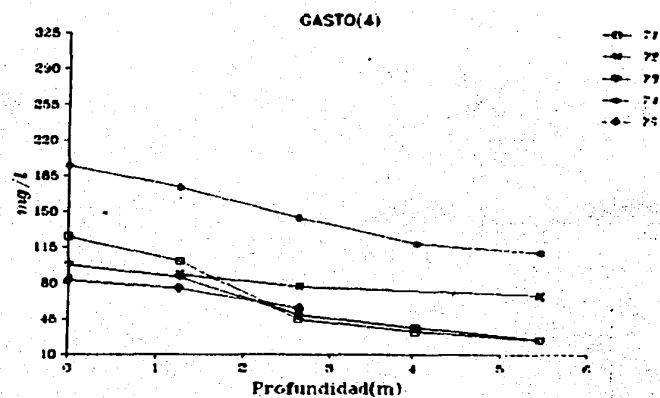
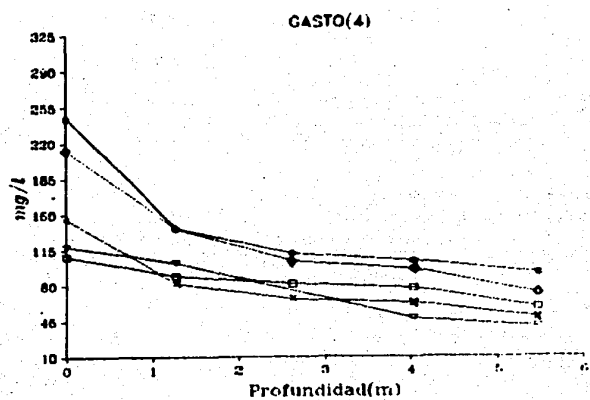


Figura 10. Comportamiento gráfico de la concentración de DQO soluble con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 4.

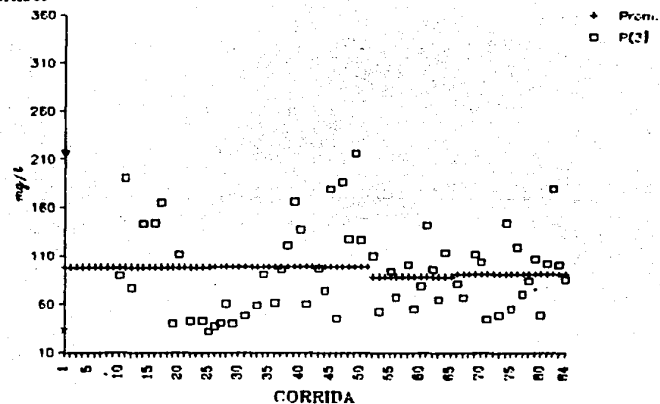
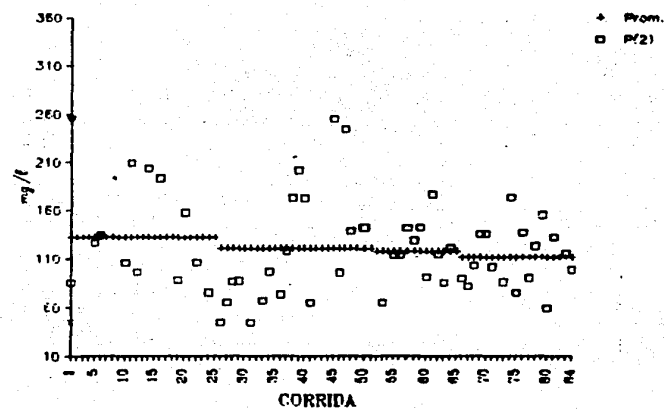
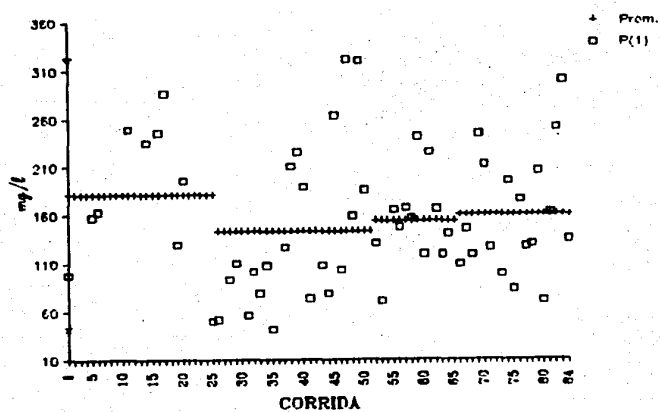


Figura 11. Valores de DQO soluble que presentaron perfil y que fueron sometidos a un análisis estadístico. Puntos P(1), P(2), y P(3).

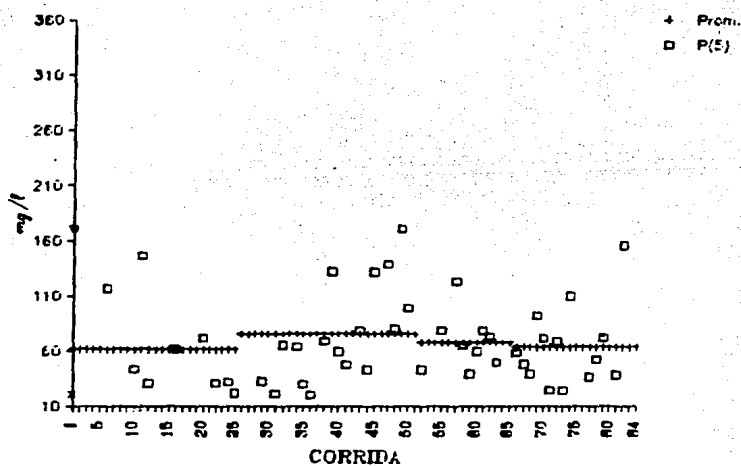
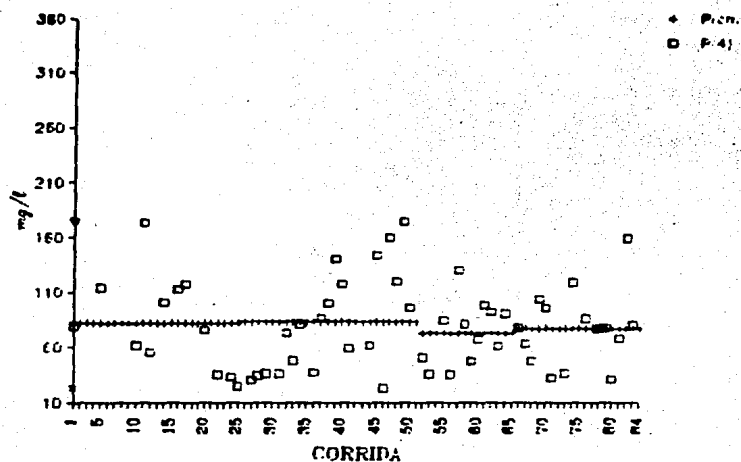


Figura 12. Valores de DQO soluble que presentaron perfil y que fueron sometidos a un análisis estadístico. Puntos P(4) y P(5).

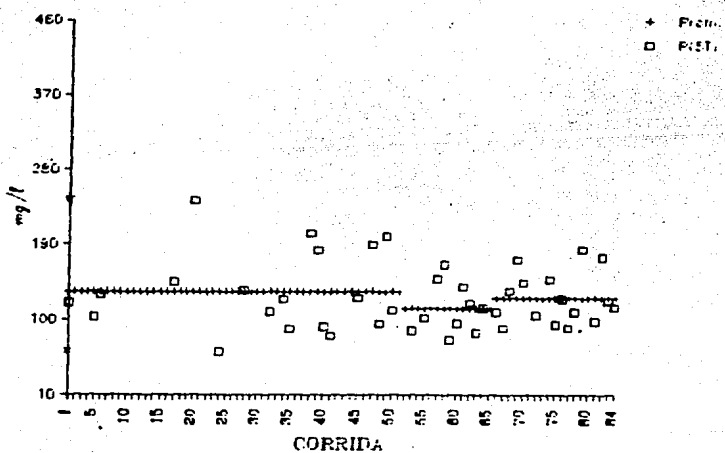
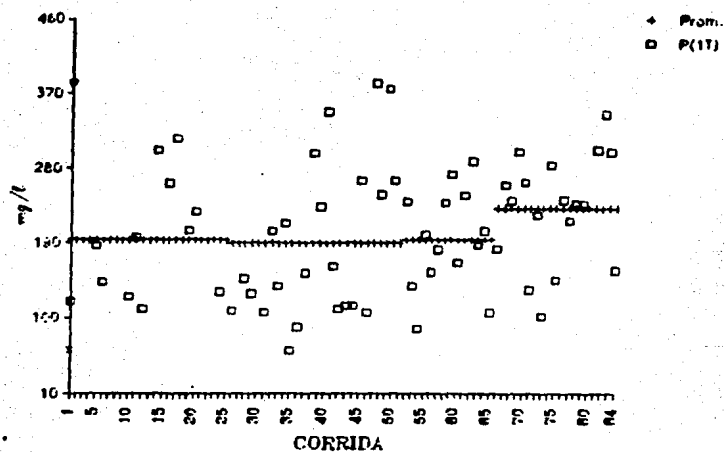


Figura 13. Valores de DQO total que presentaron perfil y que fueron sometidos a un análisis estadístico. Puntos $P(17)$ y $P(5)$.

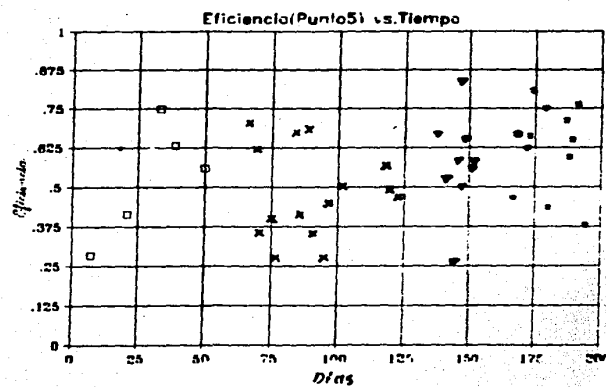
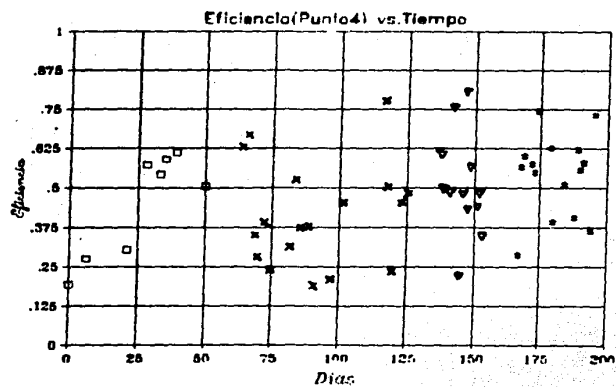
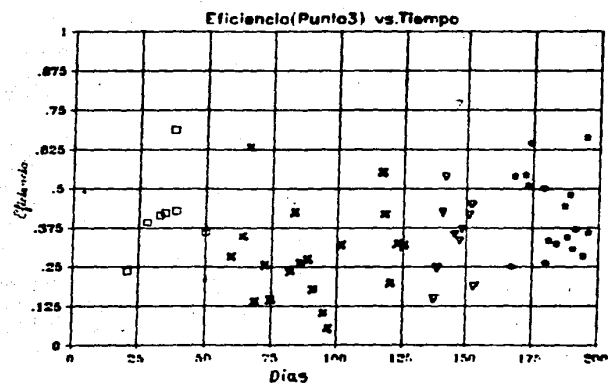
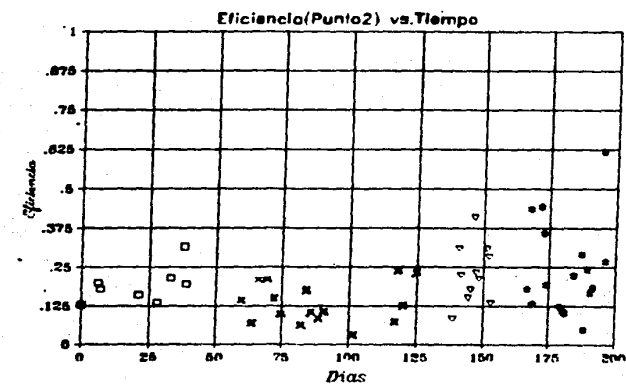


Figura 14. Evaluación de la eficiencia como DQO soluble de los puntos P(2), P(3) y P(5) de los datos que presentaron perfil y fueron sometidos a un análisis estadístico.

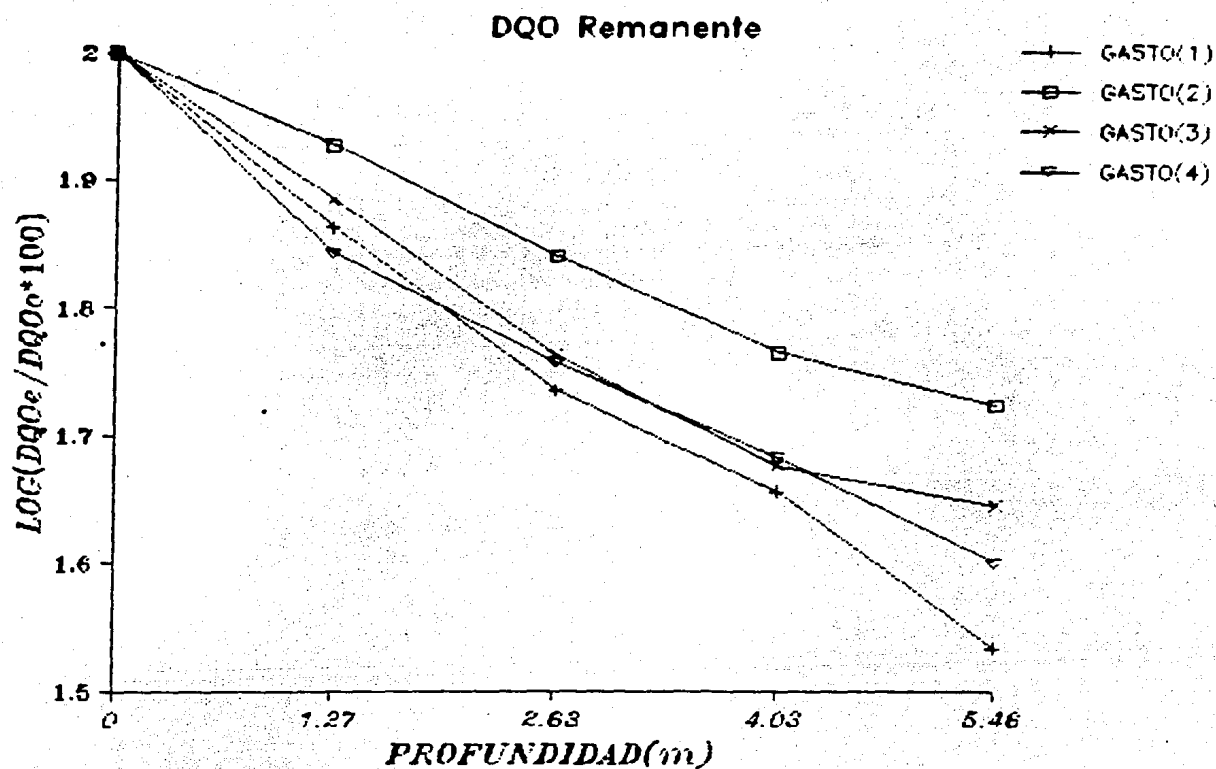


Figura 15. Gráfica del log (% DQO remanente) vs. Profundidad

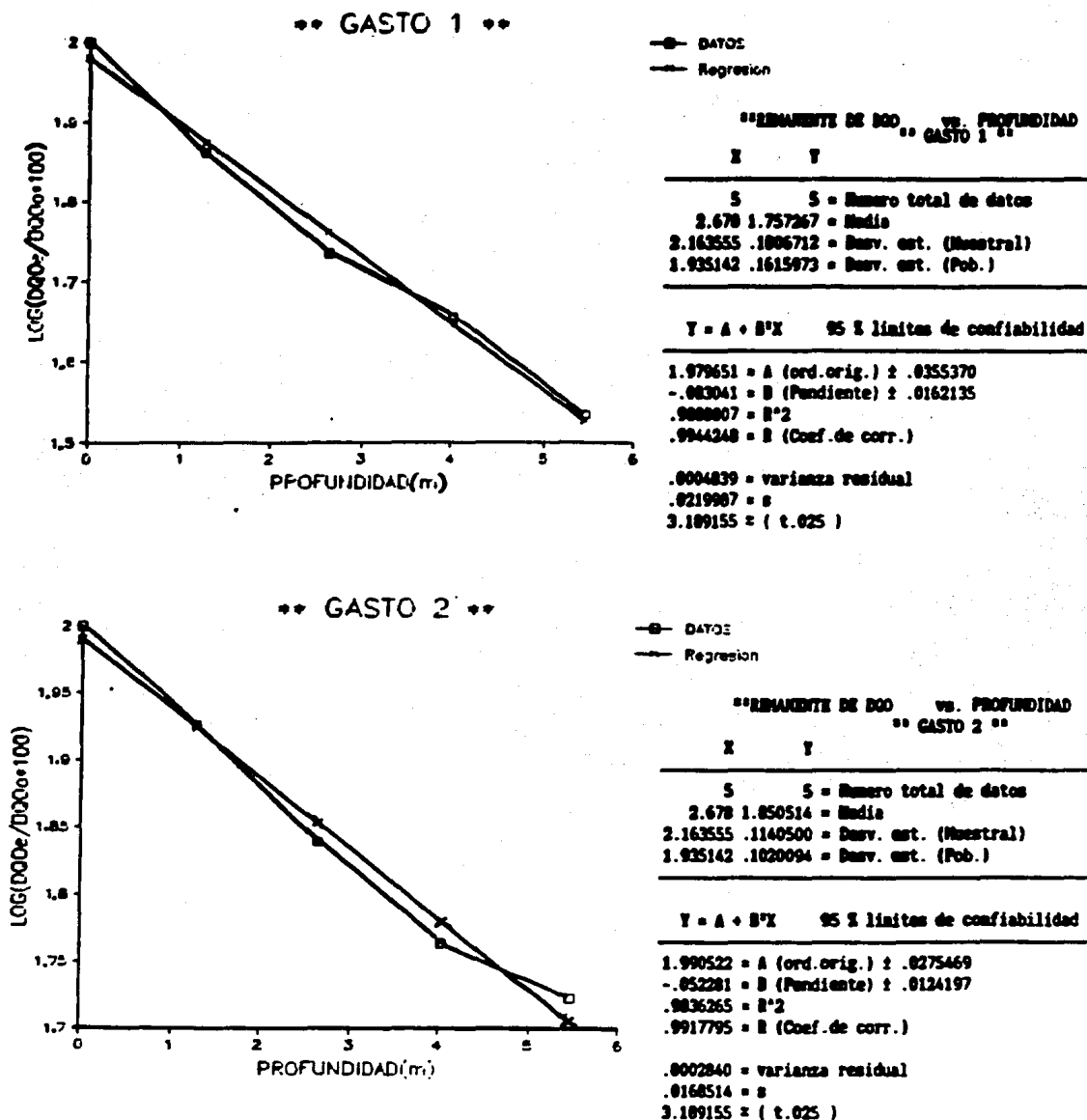
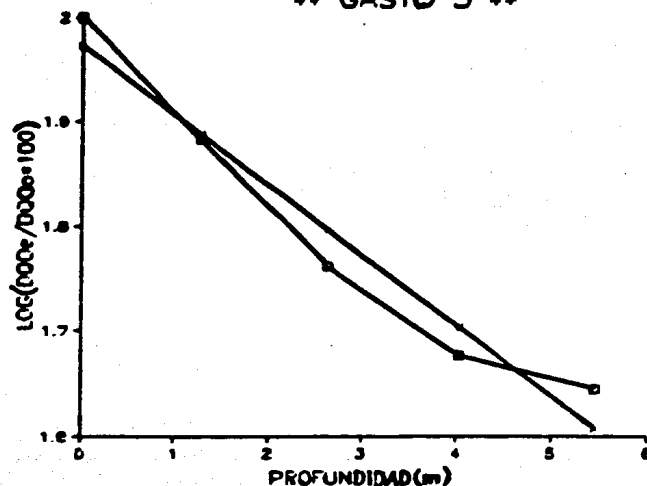


Figura 16. Aplicación de la metodología propuesta por Eckenfelder. Obtención de la pendiente para cada una de las cargas estudiadas. DQO soluble.

**** GASTO 3 ****



—□— DATOS
— Regression

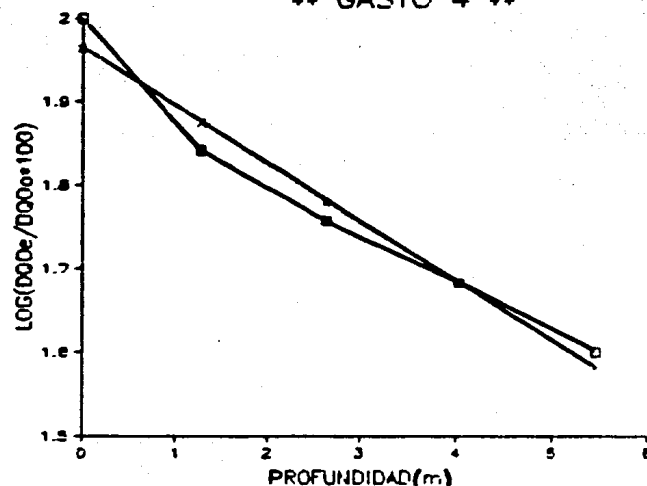
****RESUMEN DE DDO (5) vs. PROFUNDIDAD
GASTO 3****

X	Y
5	5 = Numero total de datos
2.678	1.793281 = Media
2.163555	.1481228 = Desv. est. (Muestral)
1.935142	.1324850 = Desv. est. (Pob.)

$Y = A + B \cdot X$ 95 % limites de confiabilidad

1.972288 = A (ord.orig.) ± .0600027
 -.064844 = B (Pendiente) ± .0272516
 .9532645 = B^2
 .9763526 = B (Coef.de corr.)
 .0013672 = varianza residual
 .0369756 = s
 3.189155 = (t.025)

**** GASTO 4 ****



—□— DATOS
— Regression

****RESUMEN DE DDO (5) vs. PROFUNDIDAD
GASTO 4****

X	Y
5	5 = Numero total de datos
2.678	1.776091 = Media
2.163555	.1538973 = Desv. est. (Muestral)
1.935142	.1376410 = Desv. est. (Pob.)

$Y = A + B \cdot X$ 95 % limites de confiabilidad

1.963258 = A (ord.orig.) ± .0534145
 -.069891 = B (Pendiente) ± .0243123
 .9655372 = B^2
 .9826175 = B (Coef.de corr.)
 .0010882 = varianza residual
 .0329874 = s
 3.189155 = (t.025)

Figura 16. (CONTINUACION)

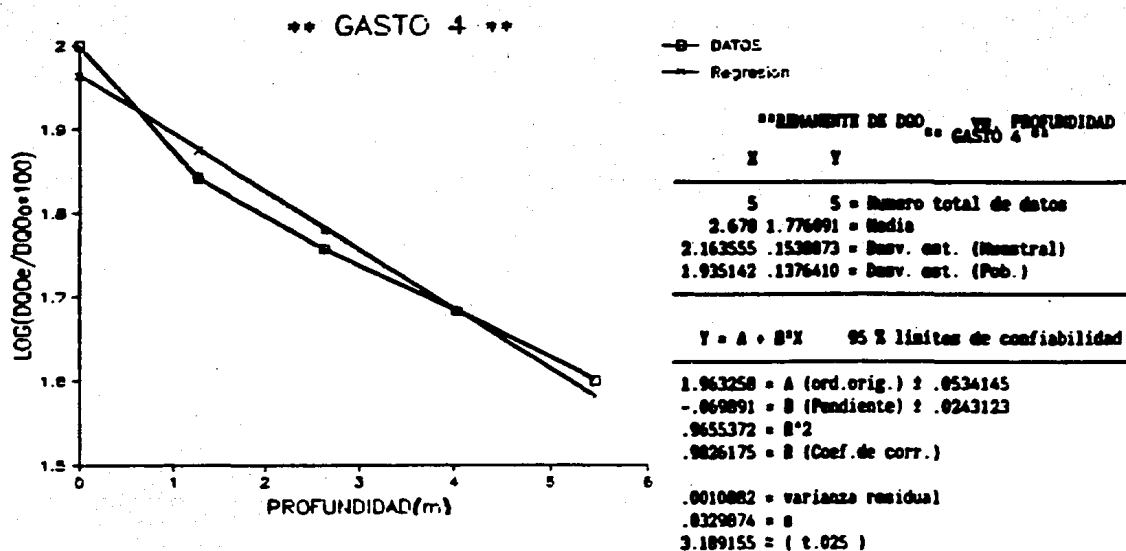
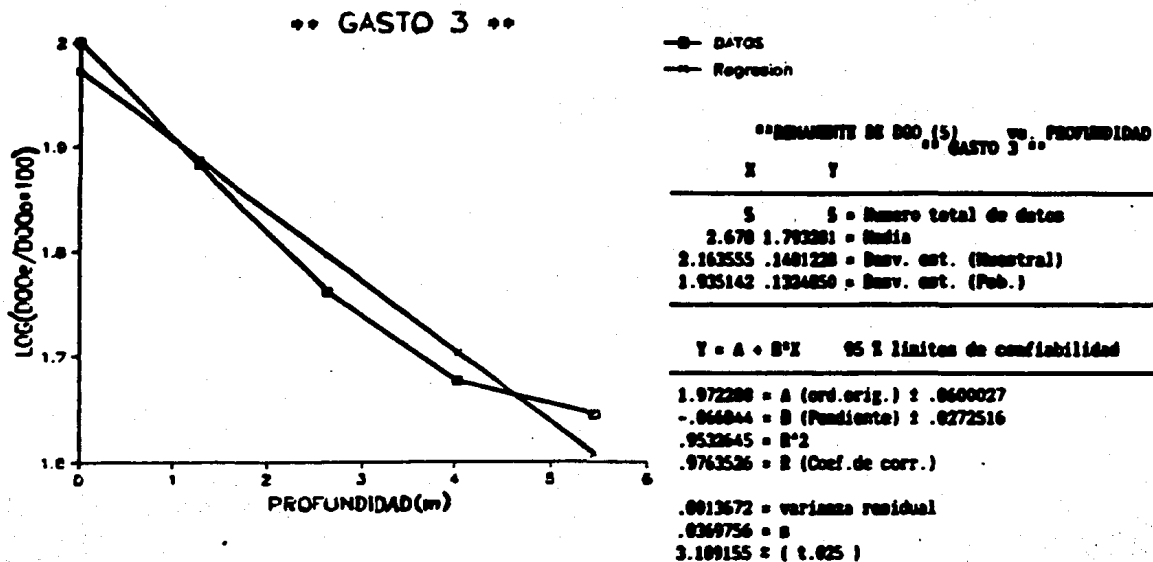


Figura 16. (CONTINUACION)

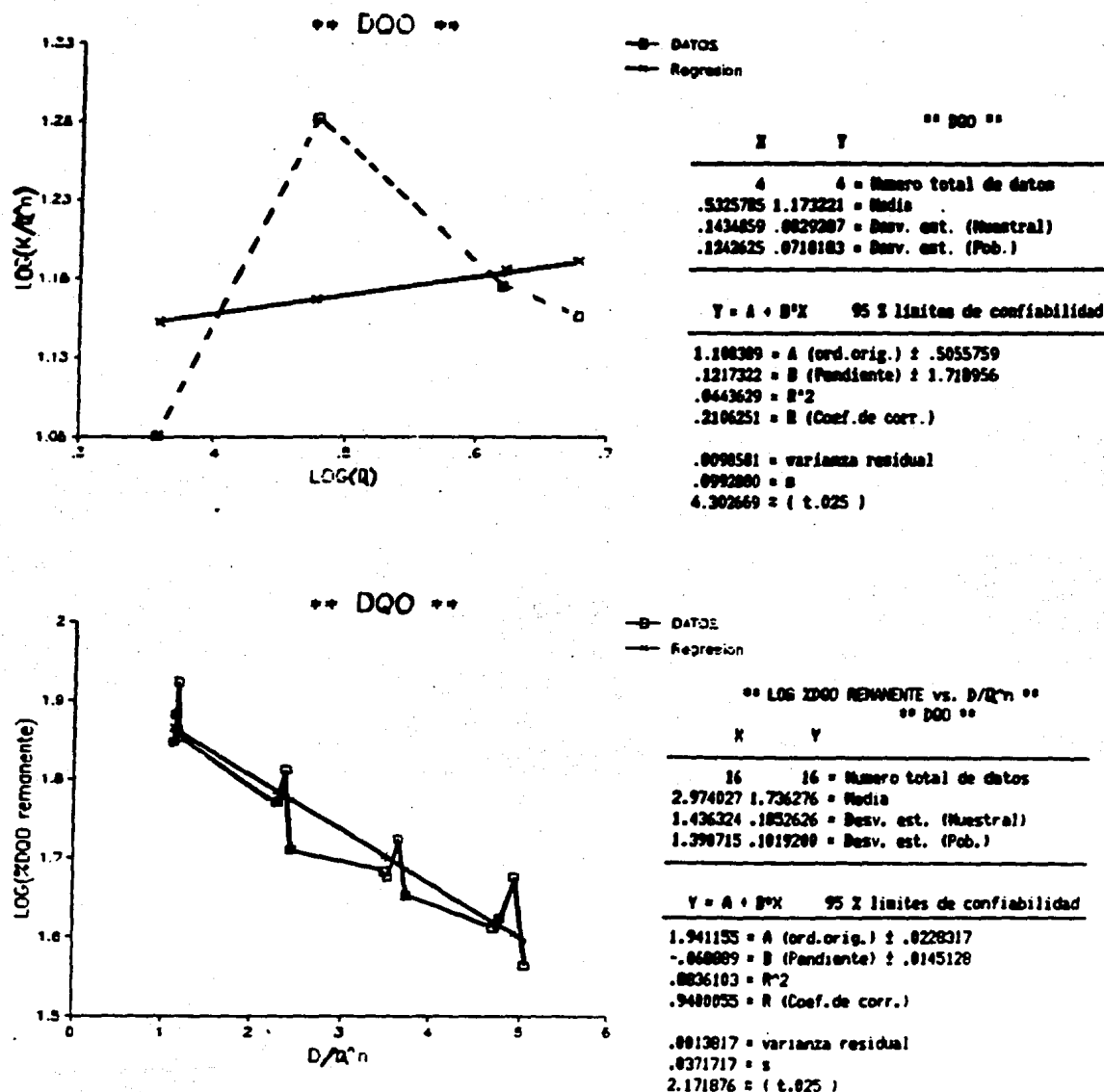


Figura 17. Obtención de n y k de acuerdo a la aplicación del modelo de Eckenfelder. Para DQO soluble.

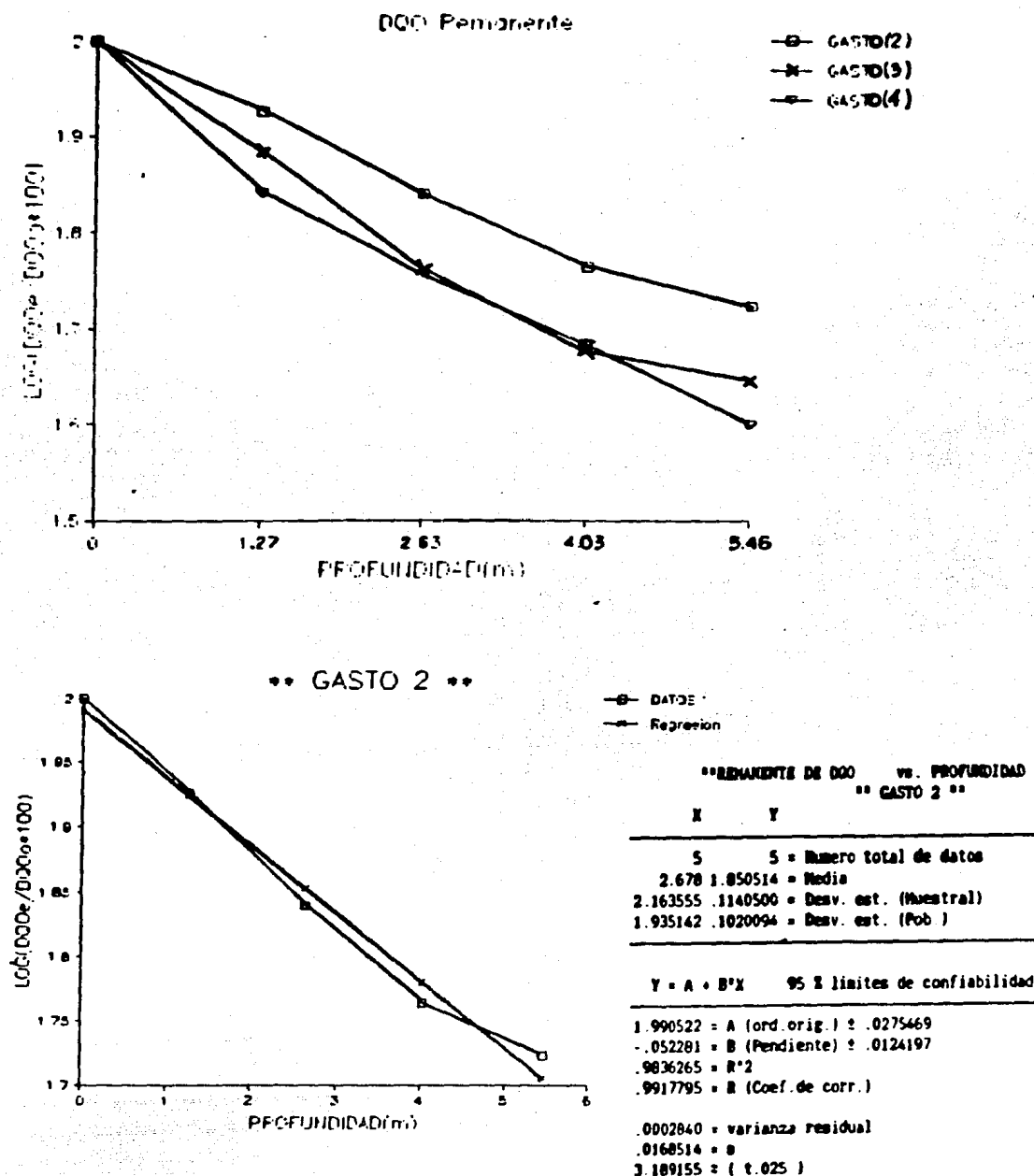


Figura 18. Aplicación de la metodología propuesta por Eckenfelder. Obtención de la pendiente para cada una de las cargas estudiadas, a excepción del gasto 1. DQO soluble.

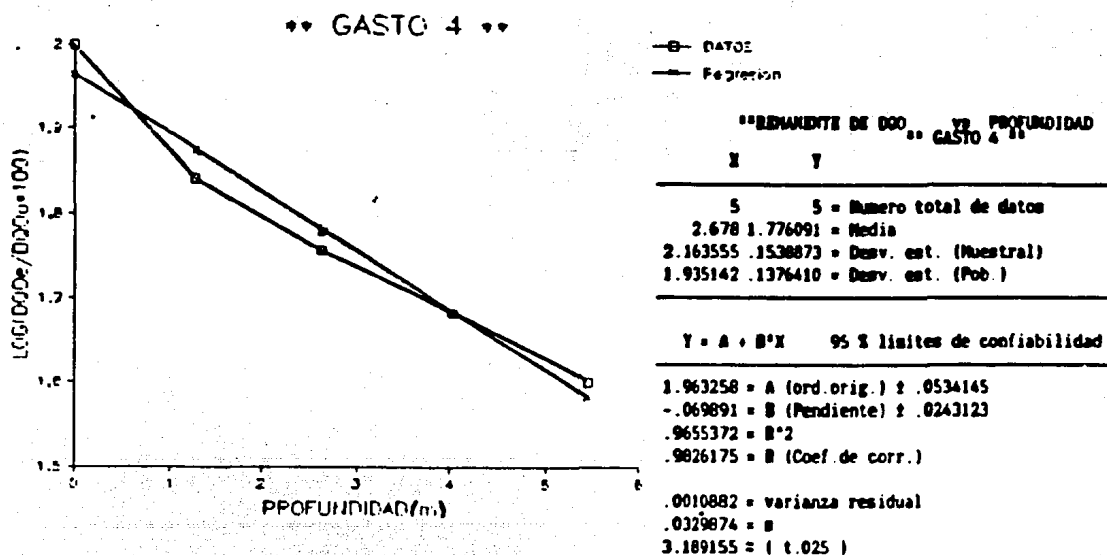
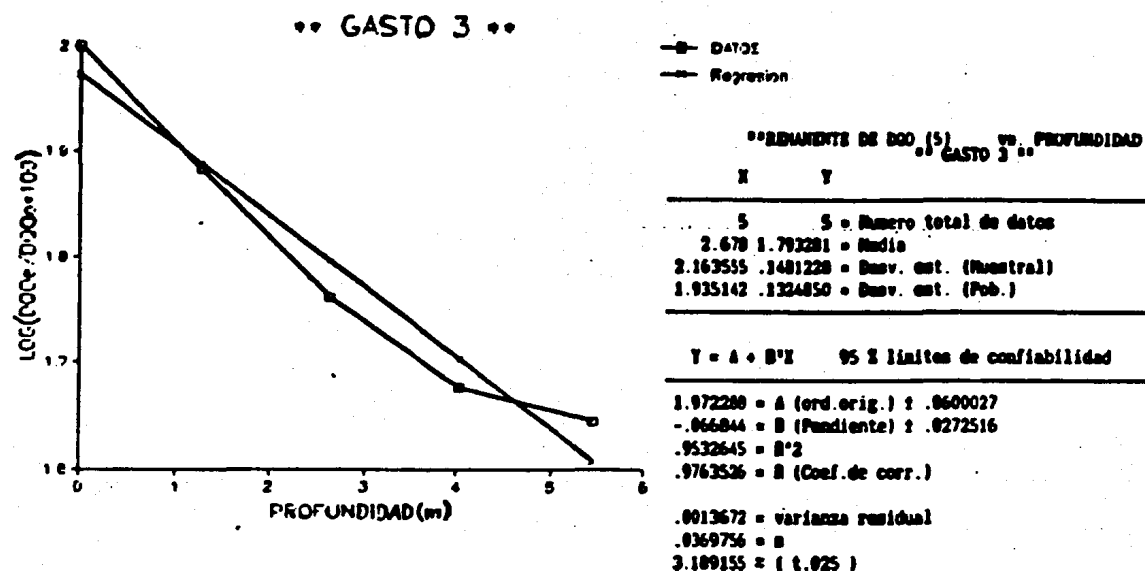


Figura 18. (CONTINUACION)

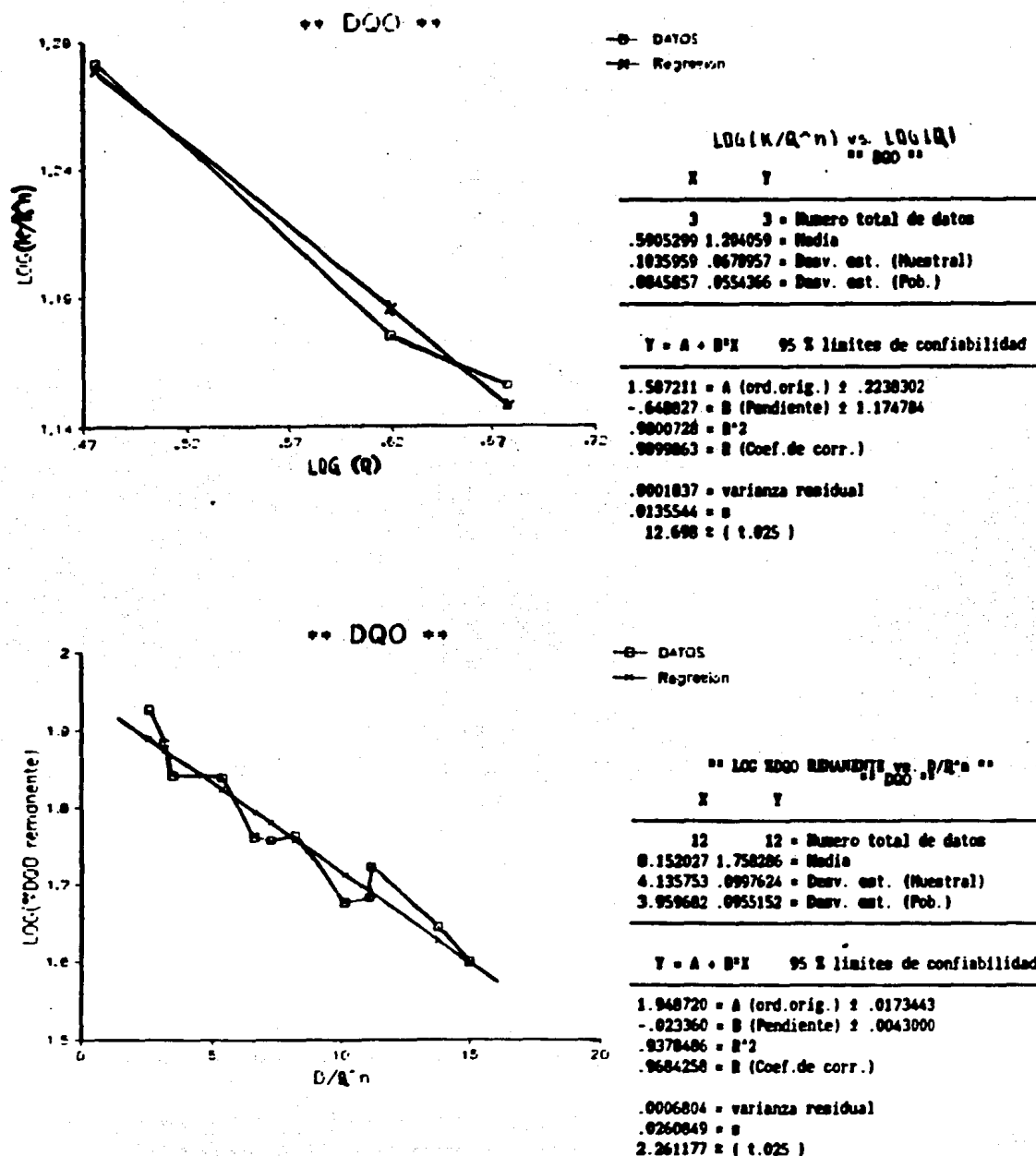


Figura 19. Obtención de n y k de acuerdo a la aplicación del modelo de Eckenfelder. Para los gastos 2.3 y 4. Para DQO soluble.

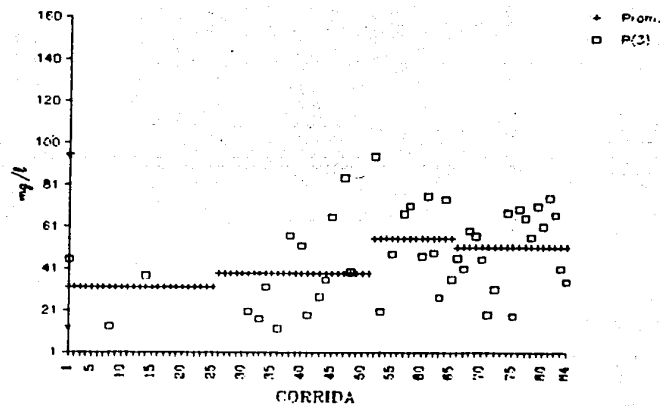
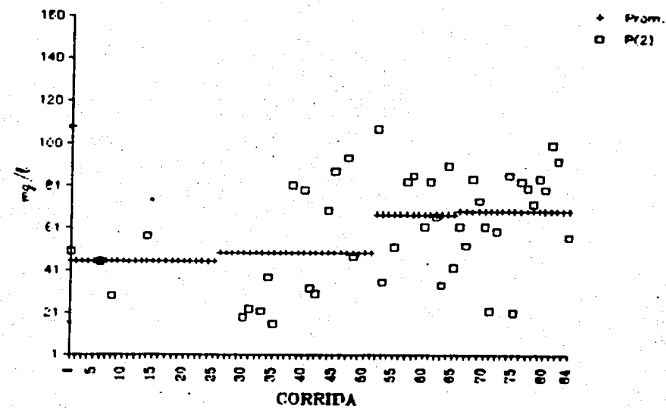
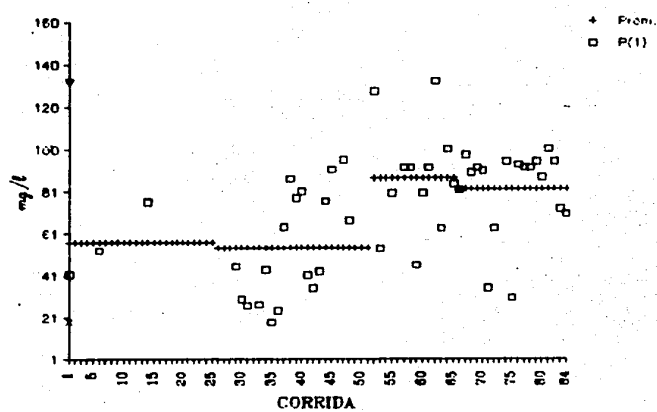


Figura 20. Valores para DBO soluble que presentaron perfil; para los puntos de muestreo P(1), P(2) y P(3).

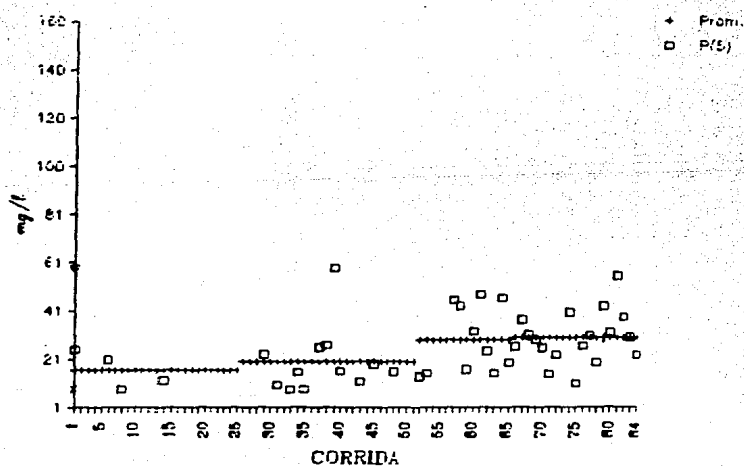
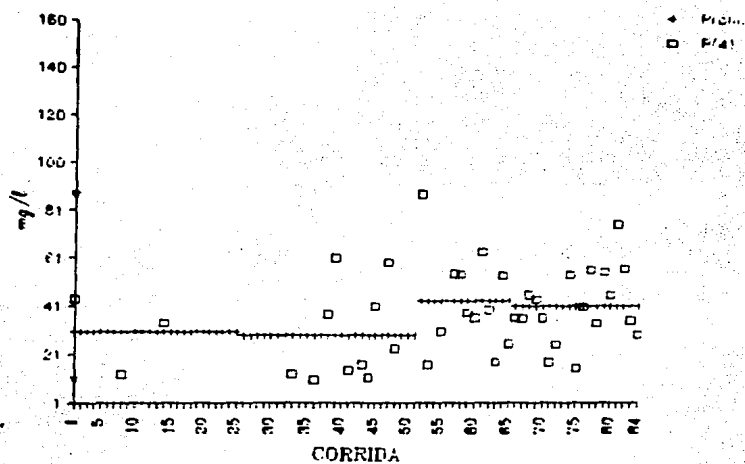


Figura 21. Valores para DBO soluble que presentaron perfil; para los puntos de muestreo P(4) y p(5).

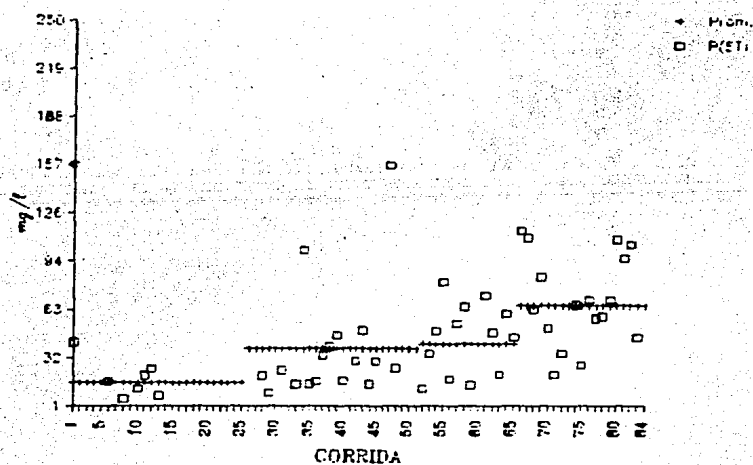
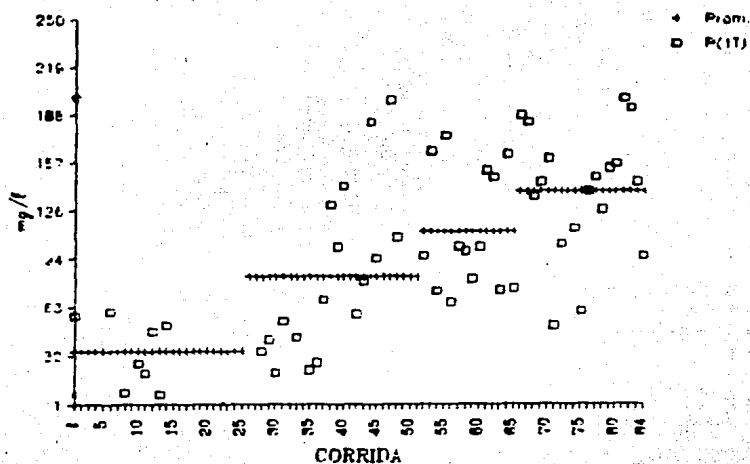


Figura 22. Valores para DBO total que presentaron perfil; para los puntos de muestreo P(1t) y P(5t).

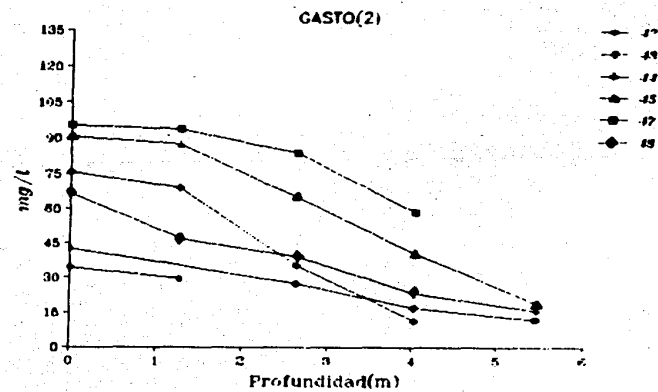
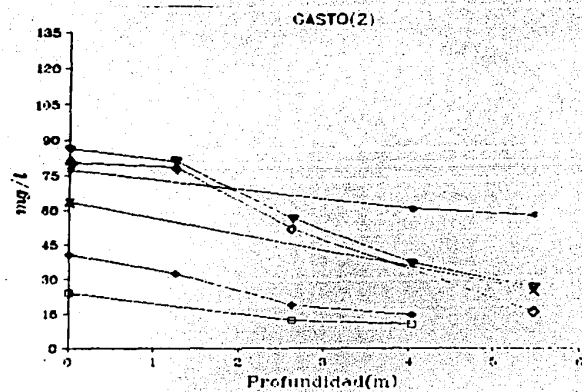
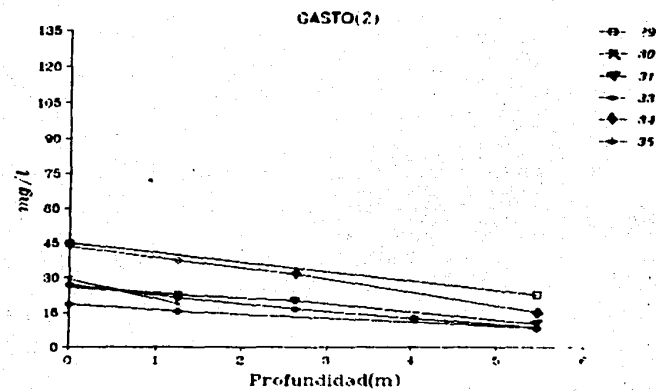
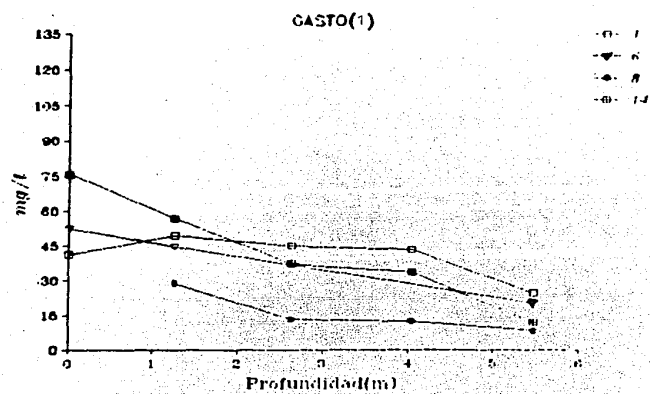


Figura 23. Comportamiento gráfico de la concentración de DBO soluble con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 1 y 2.

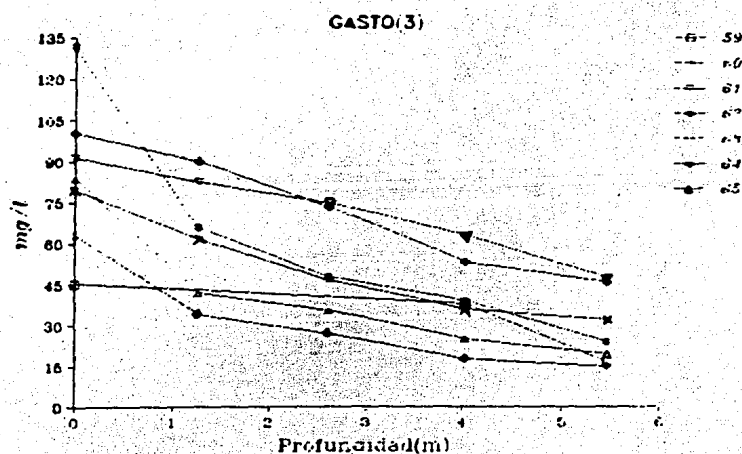
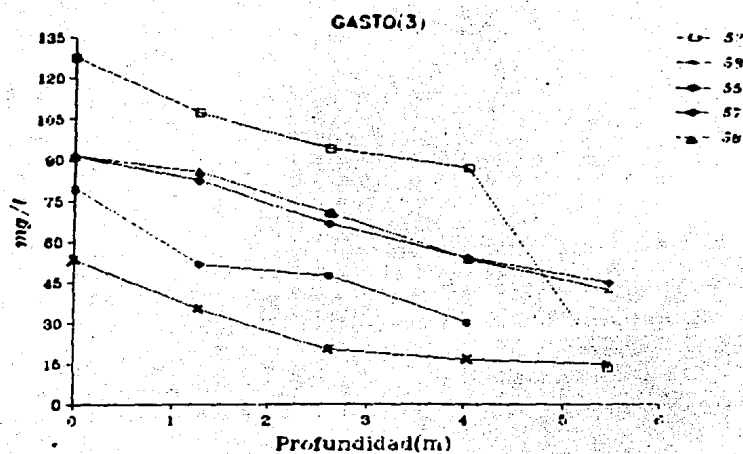


Figura 24. Comportamiento gráfico de la concentración de DBO soluble con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 3.

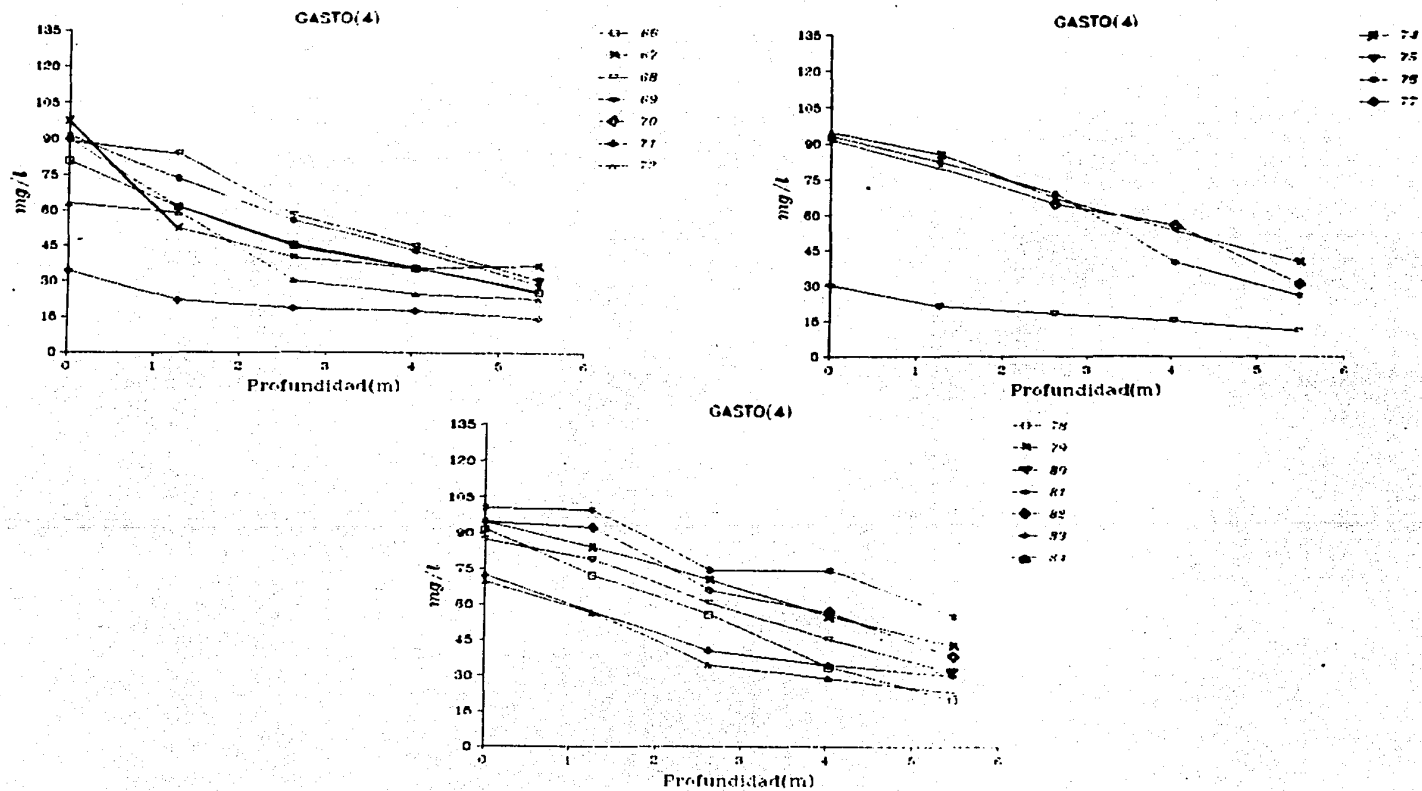


Figura 25. Comportamiento gráfico de la concentración de DBO soluble con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 4.

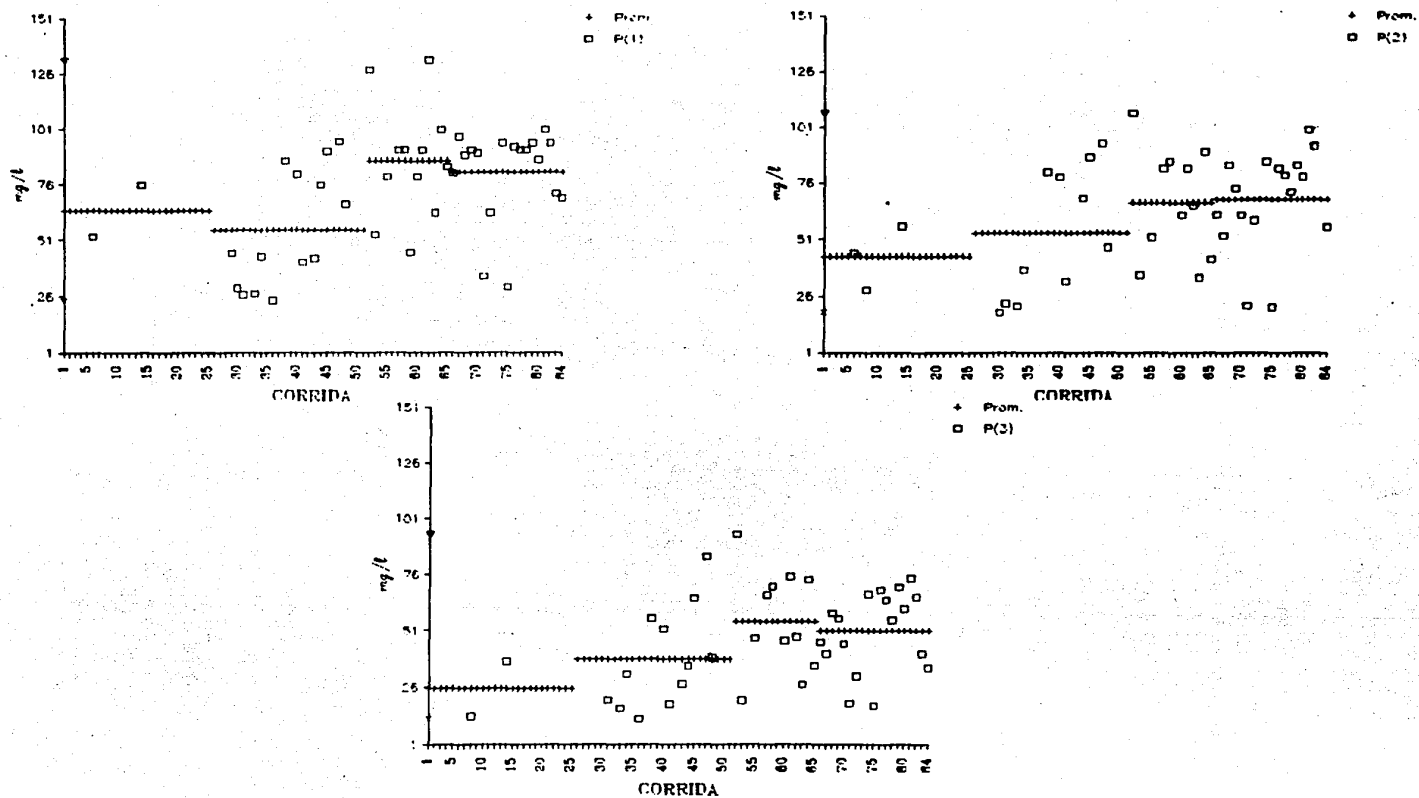


Figura 26. Valores de DBO soluble que presentaron perfil y que fueron sometidos a un análisis estadístico. Puntos P(1), P(2) y P(3).

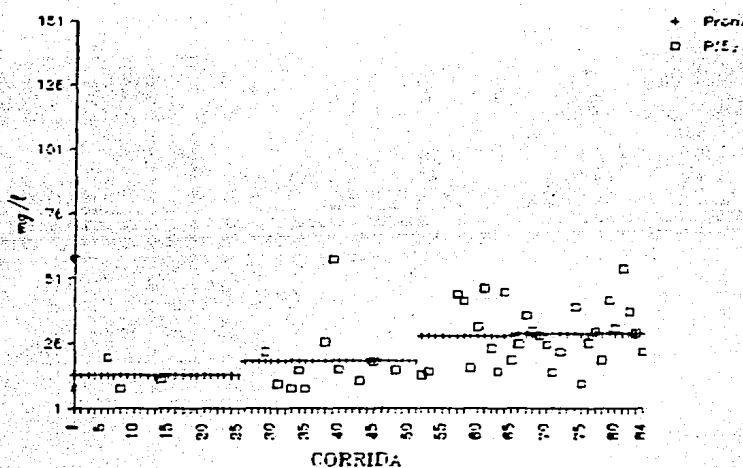
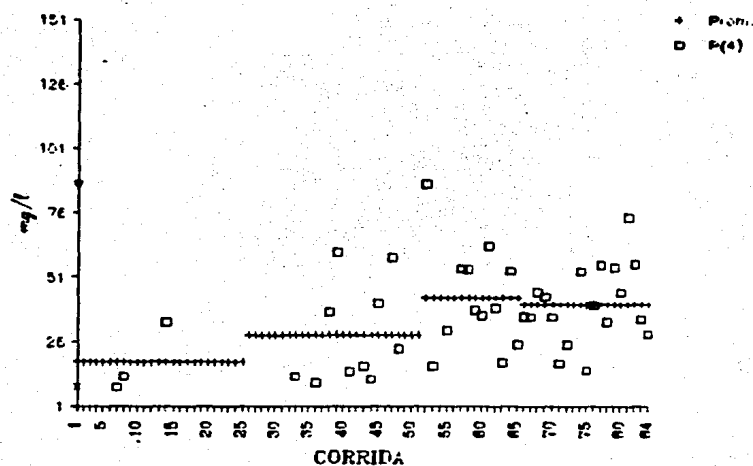


Figura 27. Valores de DBO soluble que presentaron perfil y que fueron sometidos a un análisis estadístico. Puntos P(4) y P(5).

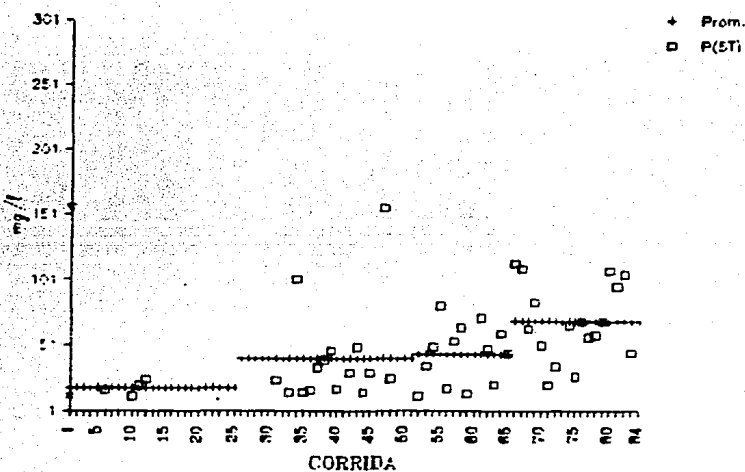
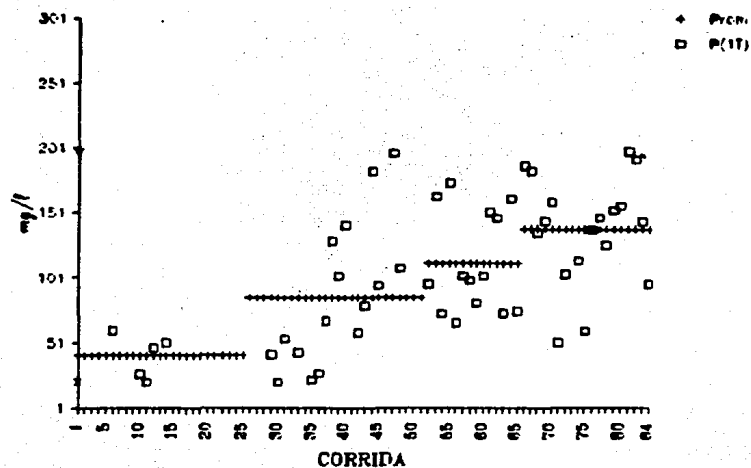


Figura 28. Valores de *DBO* total que presentaron perfil y que fueron sometidos a un análisis estadístico. Puntos *P(1t)* y *P(5t)*.

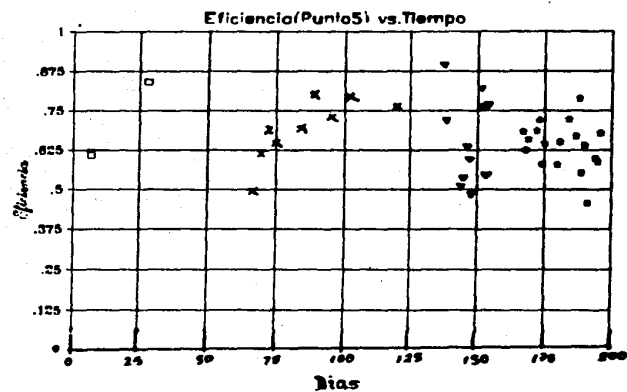
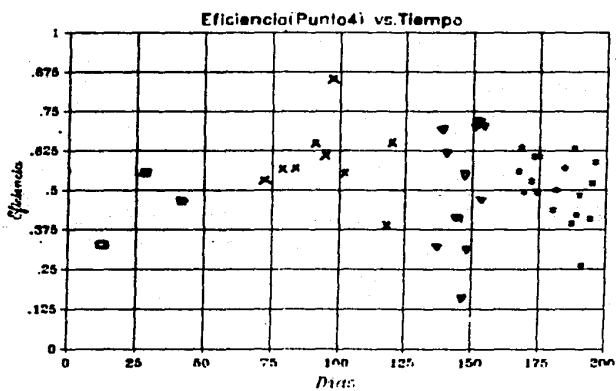
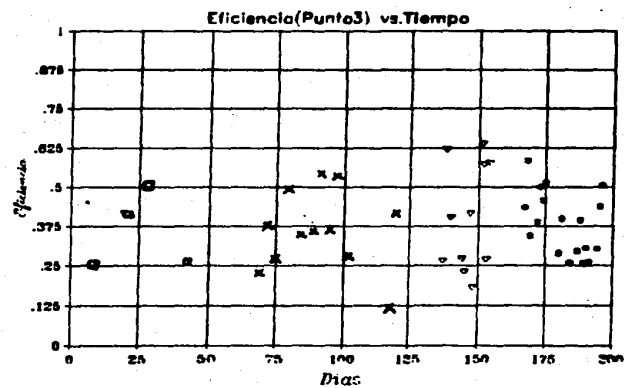
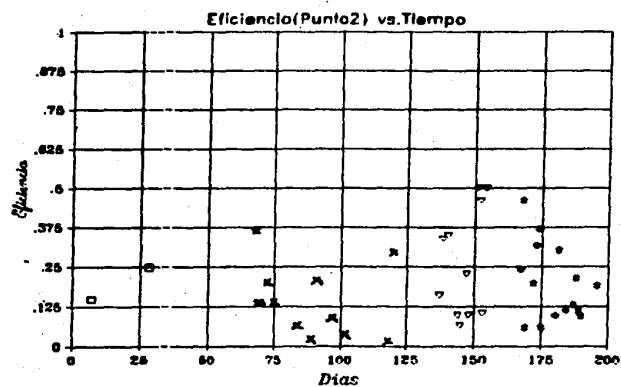


Figura 29. Evaluación de la eficiencia como DBO soluble de los puntos $P(2)$, $P(3)$, $P(4)$ y $P(5)$ de los datos que presentaron perfil y fueron sometidos a un análisis estadístico.

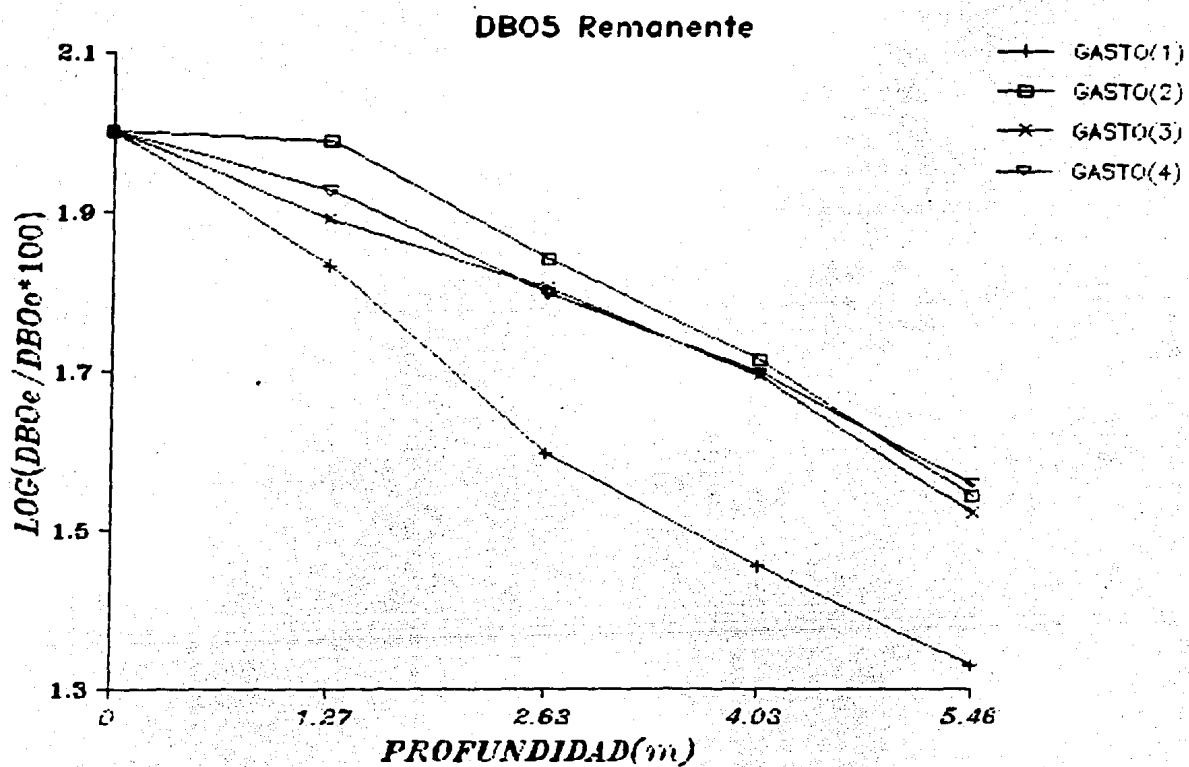


Figura 30. Gráfica del log (% DBO remanente) vs. Profundidad.

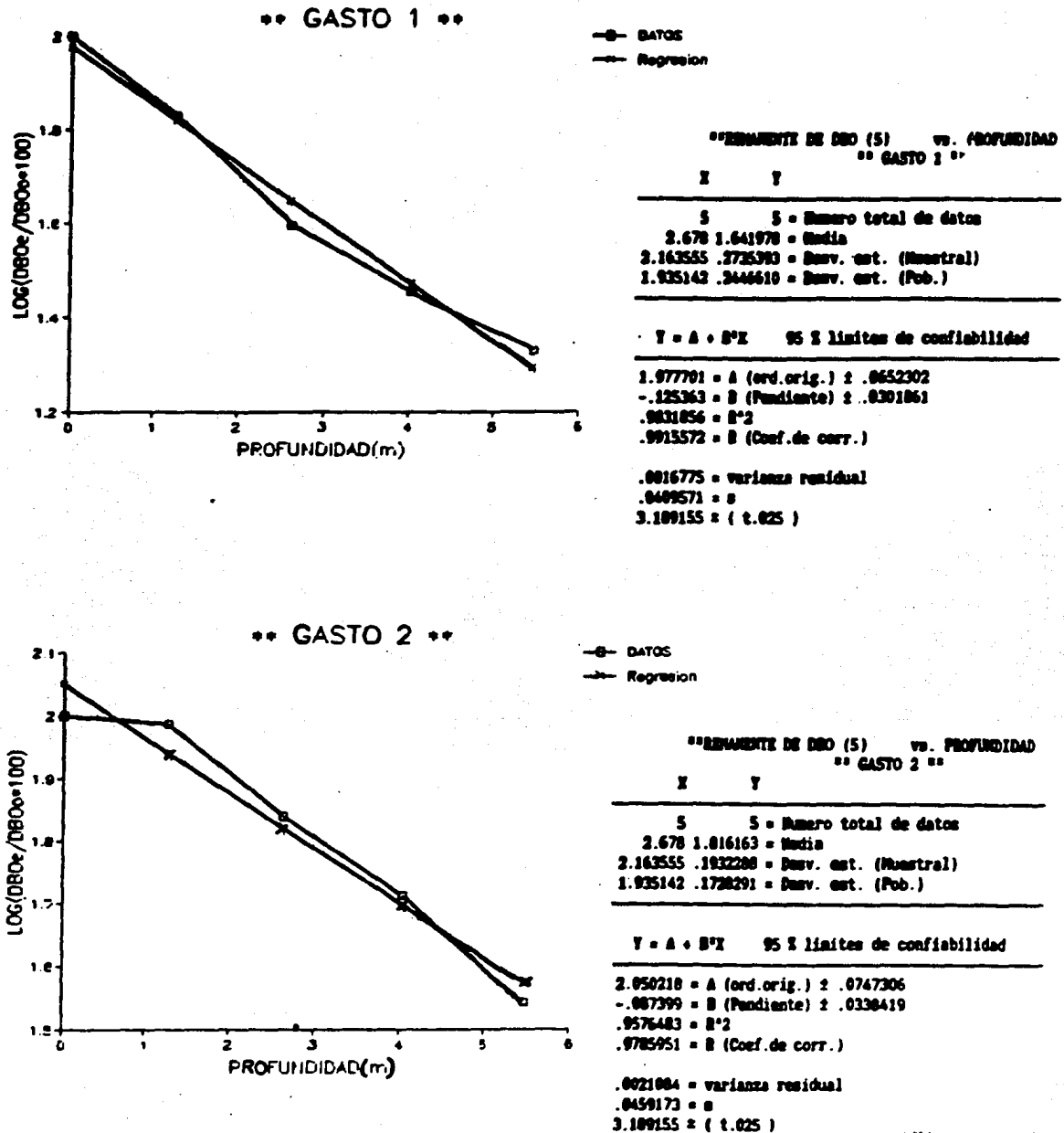
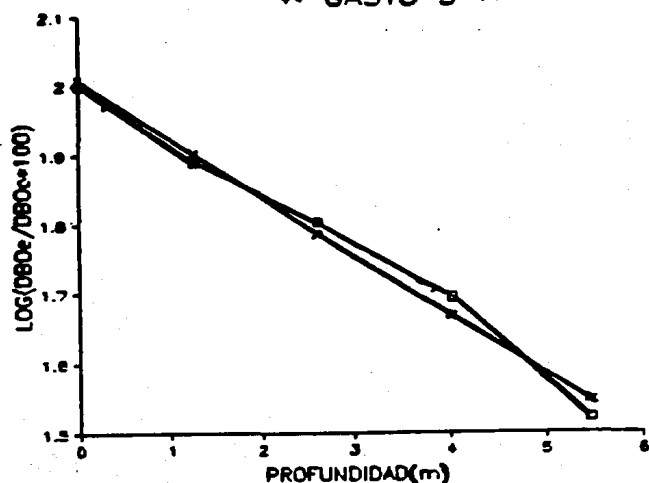


Figura 31. Aplicación de la metodología propuesta por Eckenfelder. Obtención de la pendiente para cada una de las cargas estudiadas. DBO soluble.

** GASTO 3 **



—□— DATOS
— Regresion

**REMANENTE DE DBO (5) vs. PROFUNDIDAD
GASTO 3**

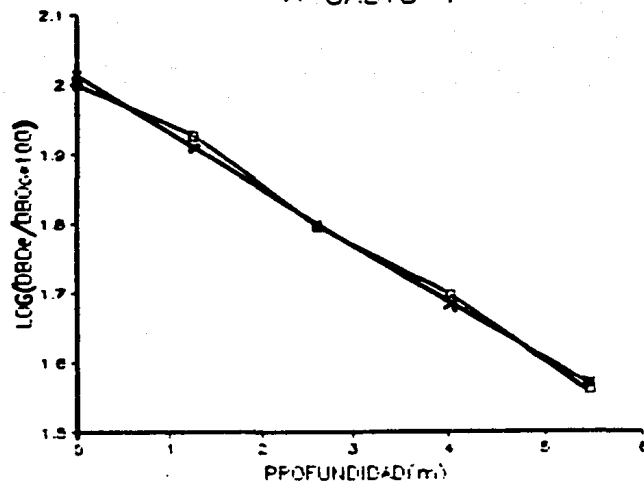
X	Y
S	S = Numero total de datos
2.678	1.781346 = Media
2.163555	.1839871 = Desv. est. (Muestral)
1.935142	.1644915 = Desv. est. (Pob.)

$Y = A + B \cdot X$ 95 % limites de confiabilidad

2.007447 = A (ord.orig.) ± .0398903
-.004429 = B (Pendiente) ± .0181445
.0055600 = B^2
.9932573 = R (Coef.de corr.)

.0006061 = varianza residual
.0246188 = s
3.189155 = (t.025)

** GASTO 4 **



—□— DATOS
— Regresion

**REMANENTE DE DBO (5) vs. PROFUNDIDAD
GASTO 4**

X	Y
S	S = Numero total de datos
2.678	1.795101 = Media
2.163555	.1767300 = Desv. est. (Muestral)
1.935142	.1580721 = Desv. est. (Pob.)

$Y = A + B \cdot X$ 95 % limites de confiabilidad

2.013273 = A (ord.orig.) ± .0241290
-.001468 = B (Pendiente) ± .0109562
.9946936 = B^2
.9973432 = R (Coef.de corr.)

.0002210 = varianza residual
.0148656 = s
3.189155 = (t.025)

Figura 31. (CONTINUACION)

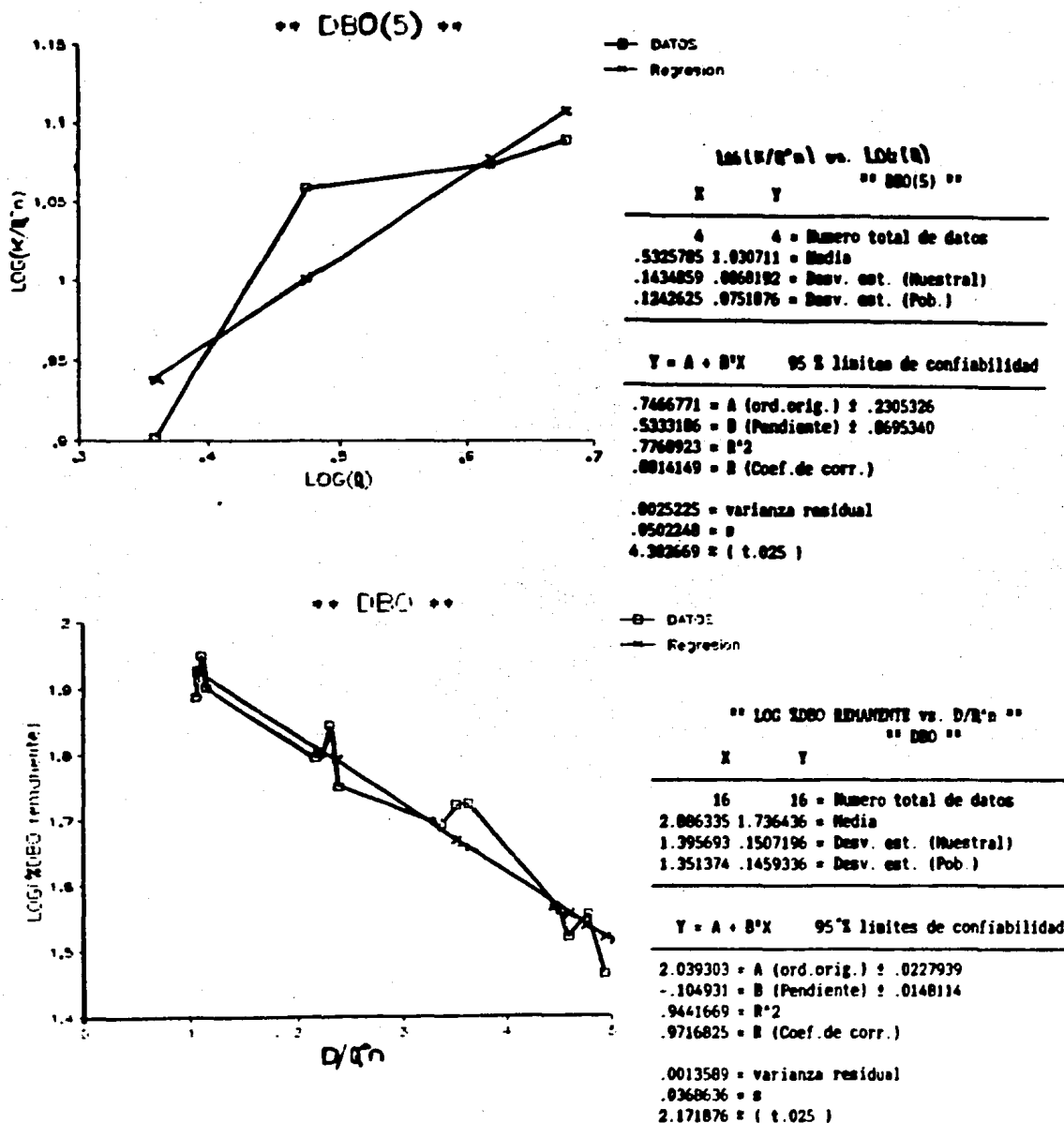


Figura 32. Obtención de n y k de acuerdo a la aplicación del modelo de Eckenfelder. Para DBO soluble.

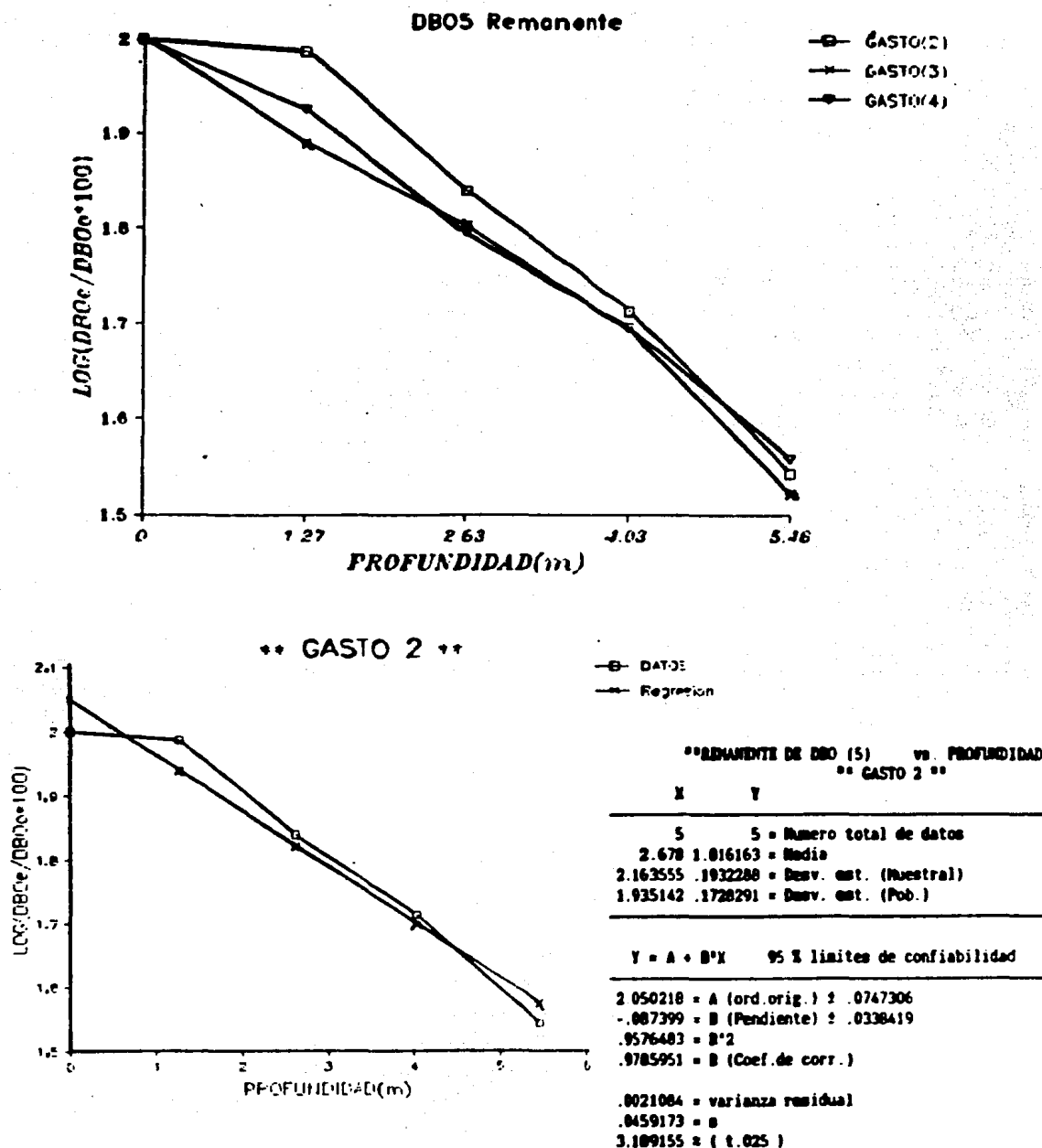
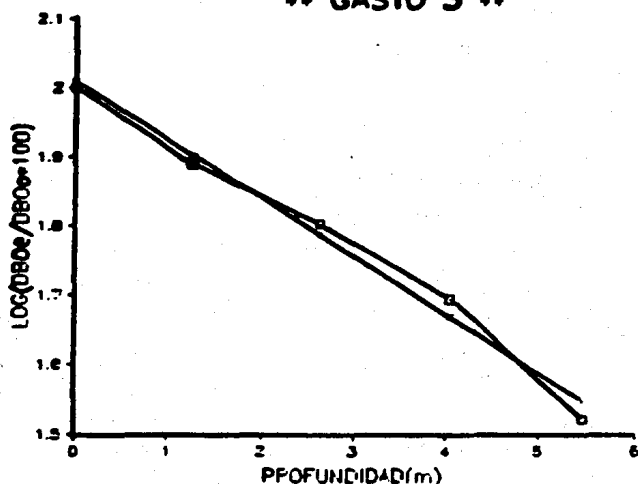


Figura 33. Aplicación de la metodología propuesta por Eckenfelder. Obtención de la pendiente para cada una de las cargas estudiadas, a excepción del gasto 1. DBO soluble.

** GASTO 3 **



—○— DATOS
— Regression

**RESIDUANTE DE DBD (5) vs. PROFUNDIDAD
** GASTO 3 **

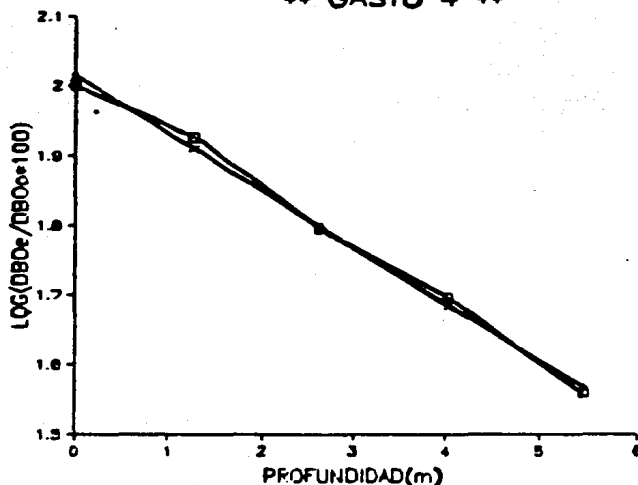
X	Y
5	5 = Numero total de datos
2.678	1.781346 = Media
2.163555	.1839071 = Desv. est. (Muestral)
1.935142	.1644915 = Desv. est. (Pop.)

$Y = A + B \cdot X$ 95 % limites de confiabilidad

2.007447 = A (ord.orig.) $\pm$.0390903
-.004429 = B (Pendiente) $\pm$.0181445
.9855400 = R^2
.9932573 = R (Coef.de corr.)

.0006061 = varianza residual
.0246188 = s
3.109155 = (t .025)

** GASTO 4 **



—○— DATOS
— Regression

**RESIDUANTE DE DBD (5) vs. PROFUNDIDAD
** GASTO 4 **

X	Y
5	5 = Numero total de datos
2.678	1.795101 = Media
2.163555	.1767300 = Desv. est. (Muestral)
1.935142	.1580721 = Desv. est. (Pop.)

$Y = A + B \cdot X$ 95 % limites de confiabilidad

2.013273 = A (ord.orig.) $\pm$.0241290
-.001468 = B (Pendiente) $\pm$.0109562
.9946936 = R^2
.9973432 = R (Coef.de corr.)

.0002210 = varianza residual
.0148656 = s
3.109155 = (t .025)

Figura 33. (CONTINUACION)

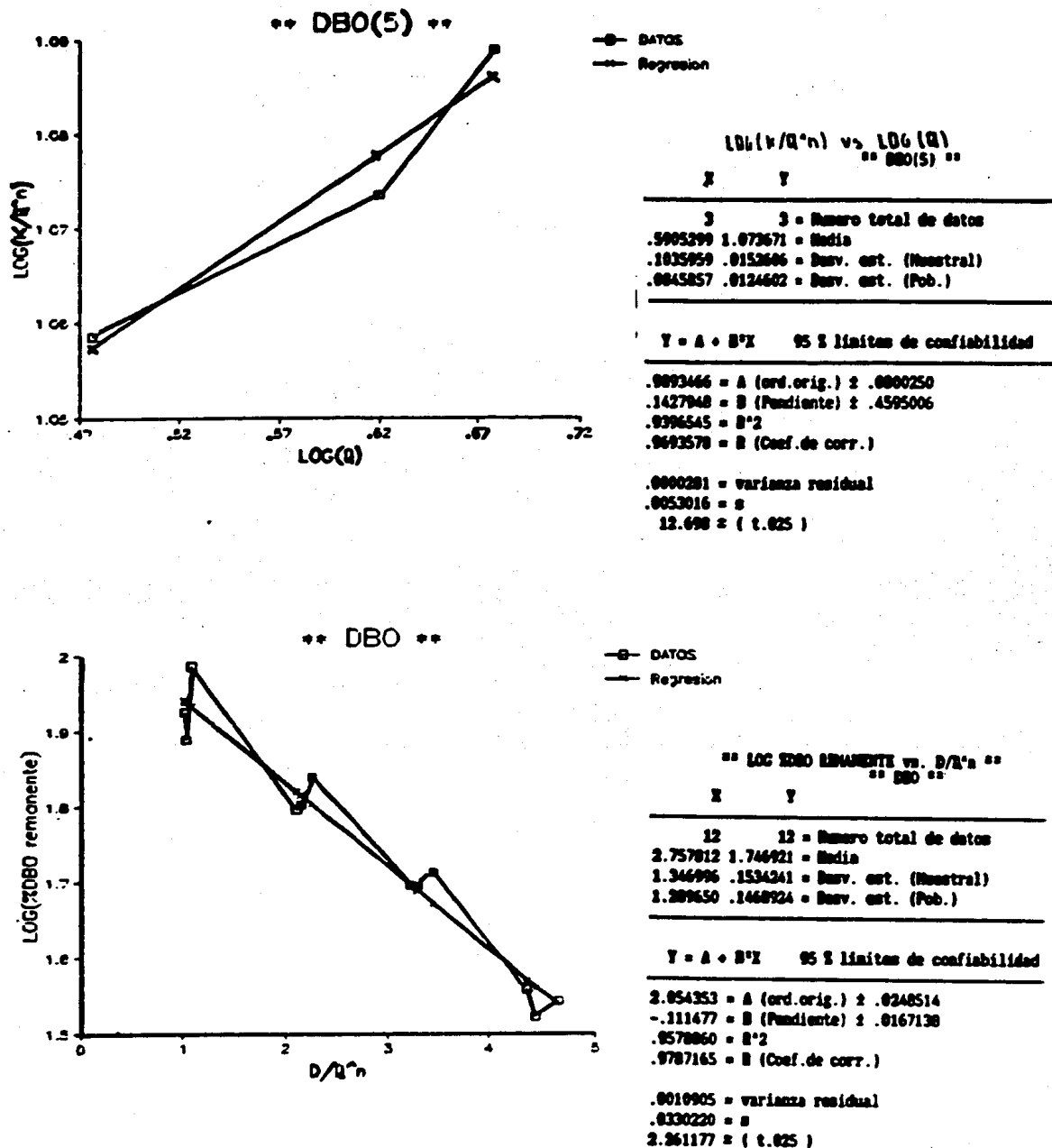


Figura 34. Obtención de n y k de acuerdo a la aplicación del modelo de Eckenfelder. Para los gastos 2, 3 y 4. Para DBO soluble.

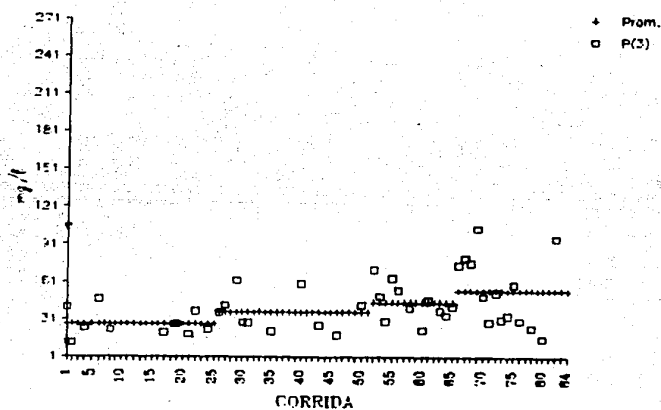
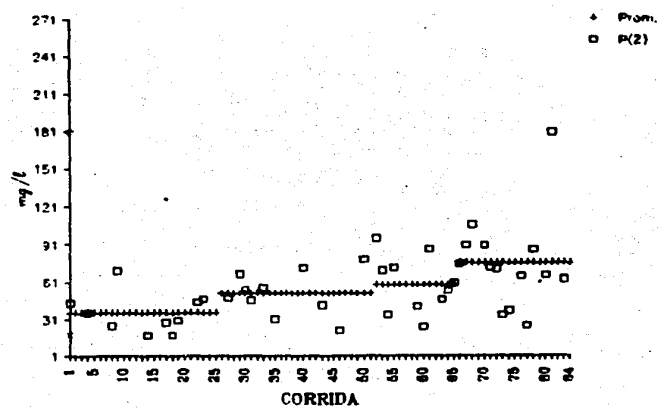
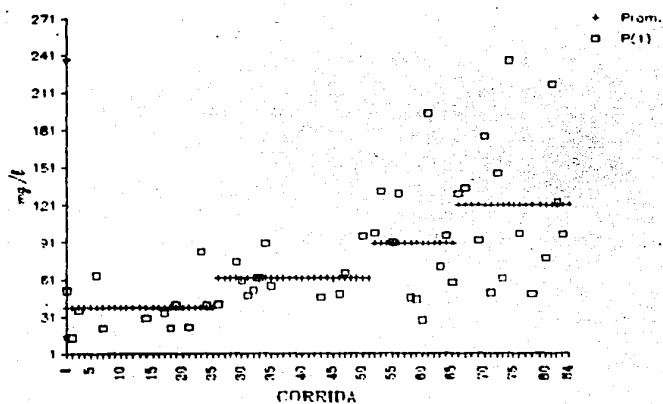


Figura 35. Valores para SSV que presentaron perfil; para los puntos de muestreo P(1), P(2) y P(3).

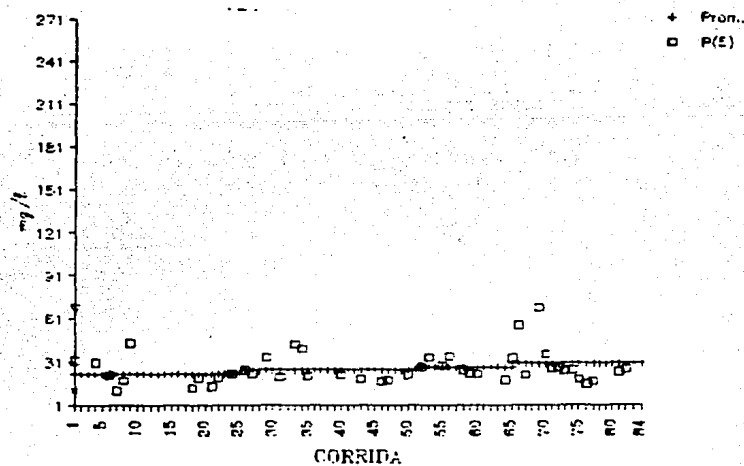
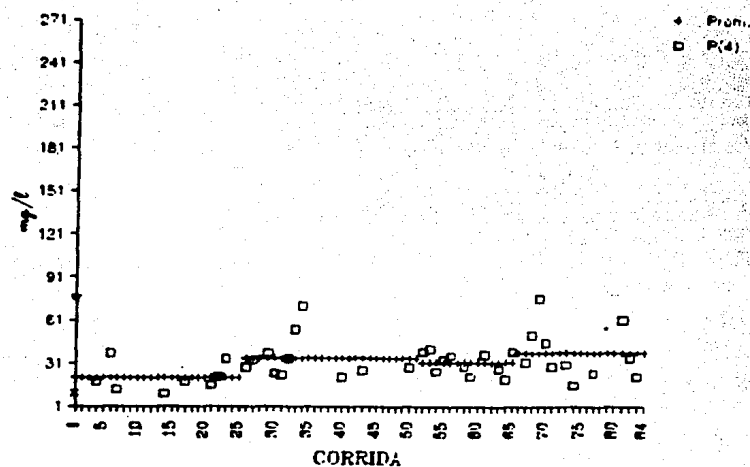


Figura 36. Valores para SSV que presentaron perfil; para los puntos de muestreo P(4) y P(5).

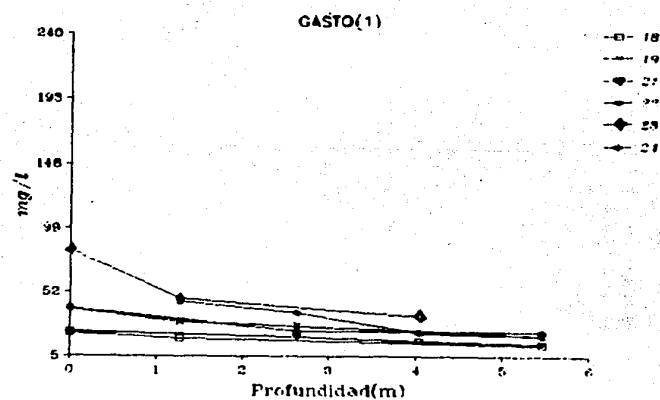
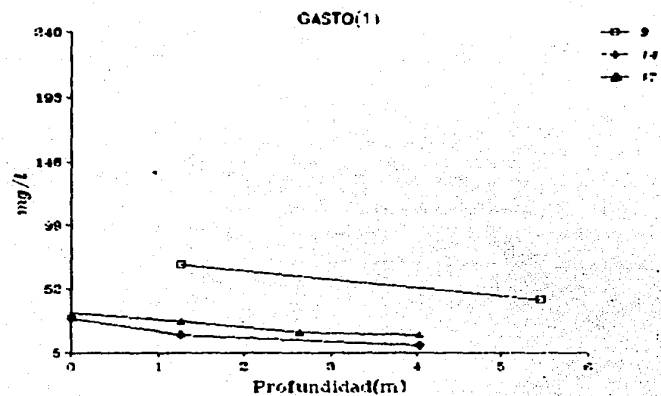
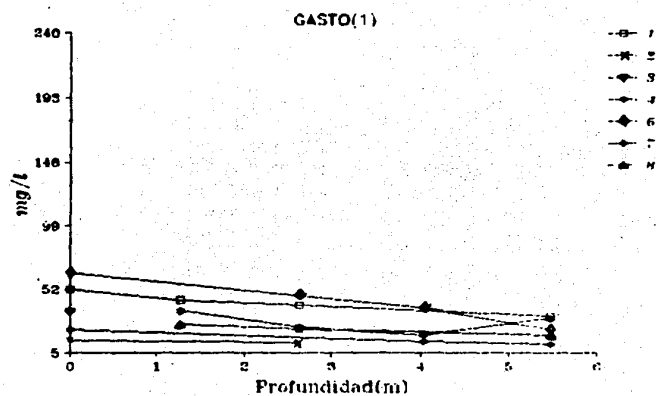


Figura 37. Comportamiento gráfico de la concentración de SSV con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 1.

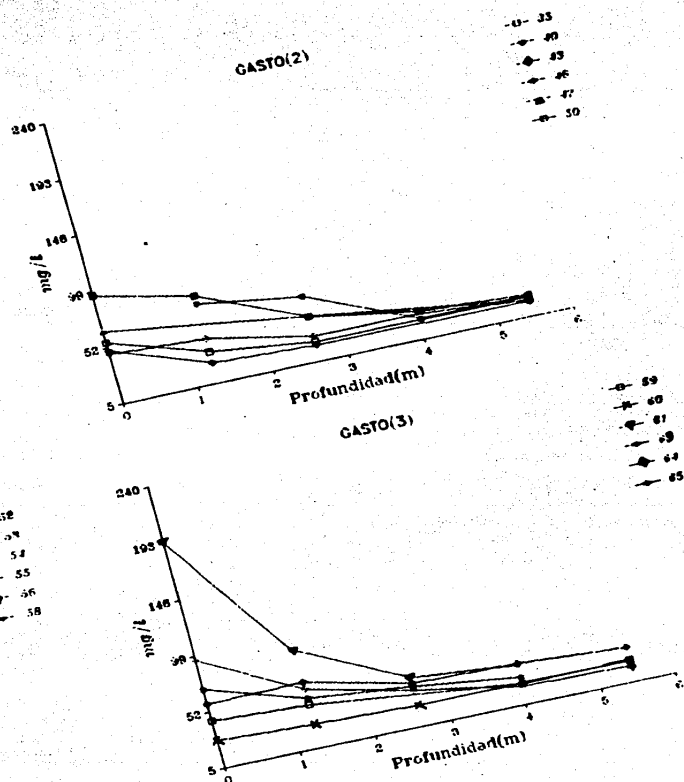
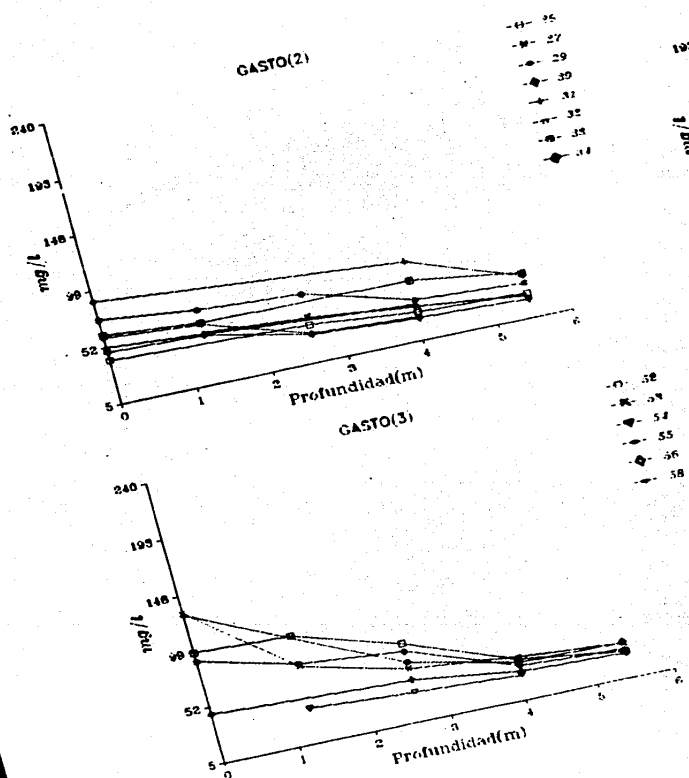


Figura 38. Comportamiento gráfico de la concentración de SSV con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 2 y 3.

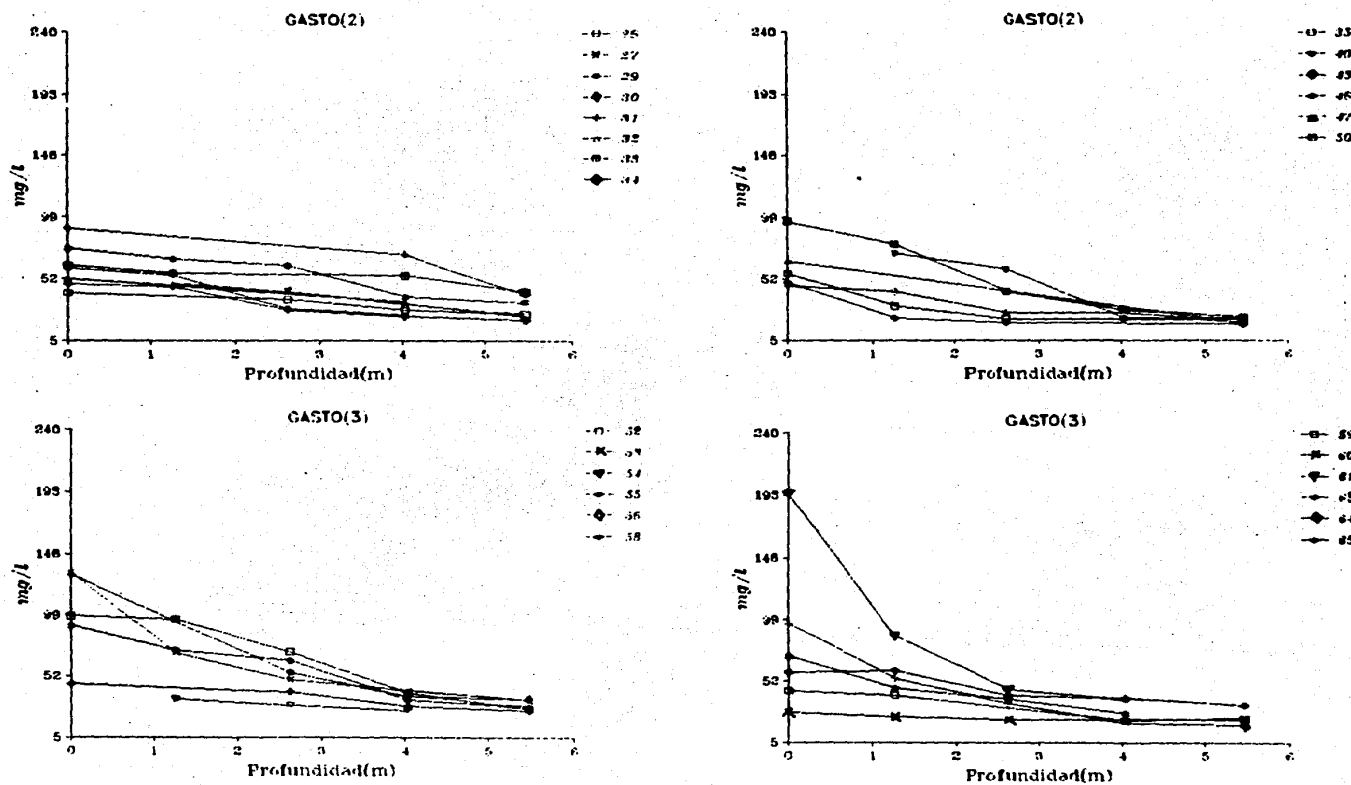


Figura 38. Comportamiento gráfico de la concentración de SSV con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 2 y 3.

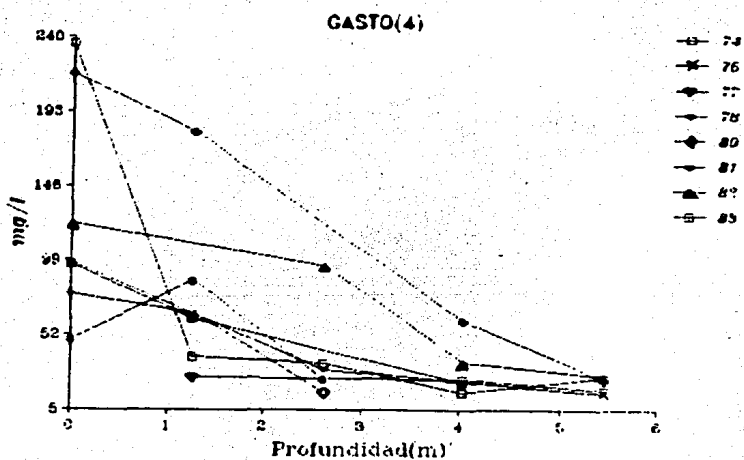
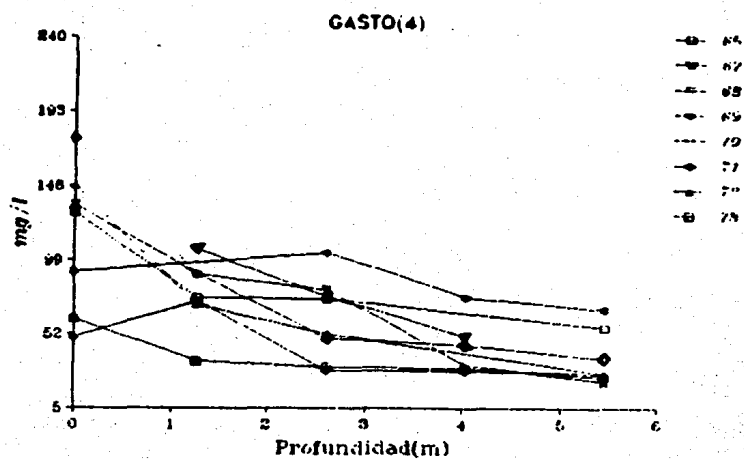


Figura 39. Comportamiento gráfico de la concentración de SSV con respecto a la profundidad para cada corrida experimental del gasto 4.

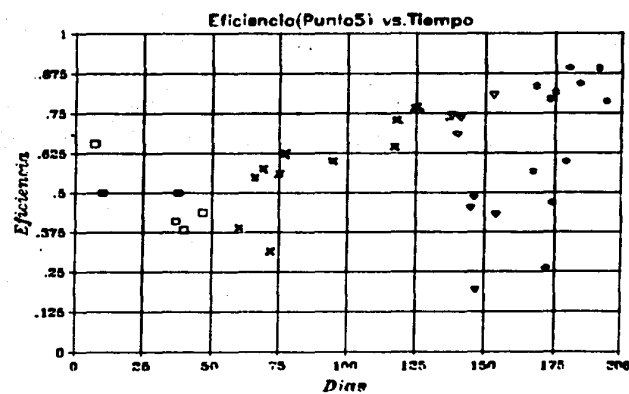
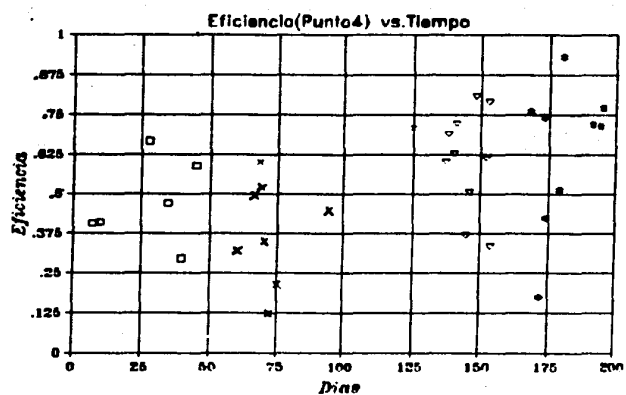
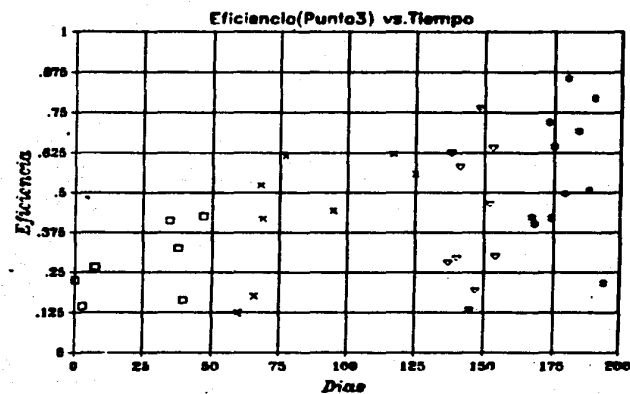
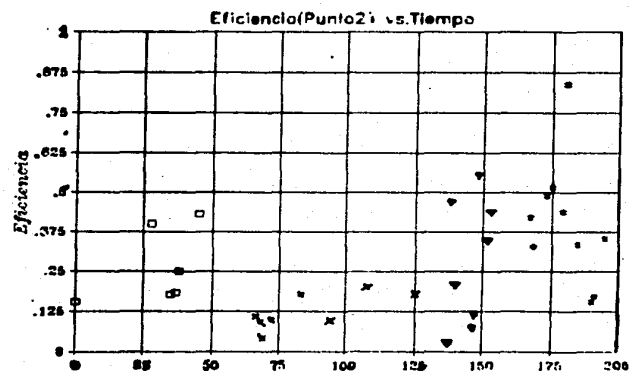


Figura 40. Evaluación de la eficiencia como SSV de los puntos P(2), P(3), P(4) y P(5) de los datos que presentaron perfil y fueron sometidos a un análisis estadístico.

ANEXO 2. MODELOS MATEMATICOS

Se han propuesto muchos modelos para describir la eficiencia de remoción en términos de *DBO*, demanda bioquímica de oxígeno y *DQO*, demanda química de oxígeno, sin embargo no ha sido desarrollado un modelo completamente satisfactorio.

Actualmente están en curso investigaciones en relación a los efectos de la temperatura, las cargas orgánicas e hidráulica, la intensidad de carga, masa y tipo de comunidad biológica dentro de los filtros percoladores, transferencia y absorción del oxígeno y del material de alimentación, junto con el tiempo de contacto entre los materiales orgánicos del líquido y la biomasa del filtro.

2.1 Clasificación de los modelos

Los modelos matemáticos pueden ser divididos en dos categorías: empíricos y mecanísticos. Los modelos empíricos relacionan las variables de operación de entrada y salida e intentan representar el fenómeno global. Estos tienen una amplia aplicación en la ingeniería ambiental. Muchos de los modelos para los procesos de tratamiento biológico con sistemas de biopelícula fija caen dentro de esta categoría. Los modelos mecanísticos, por otro lado, expresan las influencias y las interrelaciones de los fenómenos individuales de tal manera que permite al investigador asociar la respuesta del sistema bajo ciertas condiciones específicas de operación.

Estos modelos tienen una mayor utilidad que los modelos empíricos. La mayoría de las relaciones que describen el funcionamiento son modificaciones de la teoría presentada por Velz, 1948 , en la cual se asume que la tasa de remoción de DBO a profundidades específicas del medio empacado puede ser representado por una reacción de primer orden, en un reactor con flujo tapón. Schulze, (1957) hizo una mayor contribución estableciendo el criterio de que el funcionamiento de un filtro percolador esta gobernado por: a) la cantidad de biopelícula activa por unidad de volumen empacado, y b) el tiempo de contacto entre el sustrato y la biopelícula. El tiempo de retención hidráulica está en función de la profundidad del filtro y

las características hidráulicas del medio empacado; la cantidad de biomasa activa está en función de la superficie del medio y del suministro de alimento y oxígeno. Investigaciones recientes sugieren que esta biopelícula tiene un espesor máximo aeróbico y que la cantidad de biomasa es dependiente de la carga hidráulica aplicada y las características del sustrato. La cantidad y actividad de la biomasa varía con la profundidad del medio empacado.

Ames, (1962); Swilley, (1963) y posteriormente Atkinson et.al., (1975, 1976) en una serie de publicaciones usaron conceptos que se manejan en ingeniería química (aplicadas a la transferencia de masa difusional) en la capa superficial de la biomasa. Como lo indicó Ames, los factores involucrados podrían incluir mecanismos básicos de cinética, tiempos de residencia, características del flujo en el filtro y la influencia de los balances de masa en el modelo diferencial que caracteriza el funcionamiento.

Ames y Atkinson et.al., también consideraron la reacción bioquímica en la superficie activa de la biopelícula en conjunción con la transferencia de masa. Todos estos modelos establecen que el proceso global es independiente de la concentración de oxígeno y su transferencia; de tal manera que el proceso está descrito por el incremento de sustrato y no por la transferencia de oxígeno, entre el líquido y la superficie

activa de la biopelícula (Roberts, 1973).

Desde principios de 1946, el comité de la NRC consideró que hay cambios en la tratabilidad del agua residual en su paso a través de una unidad de filtración biológica. Posteriormente, Schulze y muchos otros investigadores quienes introdujeron un parámetro en sus ecuaciones particulares (k_{20}), le llamaron coeficiente y no constante. Este coeficiente se considera que varía con la temperatura, área superficial activa de biomasa por unidad de volumen y tipo de agua residual, que es, en sí, su biodegradabilidad o "tratabilidad". La constante de velocidad de la ecuación de Velz puede sustituirse por un coeficiente global de transferencia de masa el cual está en función del número de Reynolds y del número de Schmidt. La conversión biológica del alimento se describe como una reacción de 1er orden, por conveniencia matemática e interpretación de los datos de tasa de *DBO-tiempo*.

Los últimos modelos que han aparecido se han vuelto mucho más sofisticados, requiriendo soluciones iterativas para resolver ecuaciones diferenciales simultáneas complejas. La interpretación de la causa y efecto de las relaciones se ha vuelto extremadamente difícil de entender o predecir.

Es importante hacer notar que tanto la interpretación de resultados experimentales, así como el diseño, están basados en su-

TABLA 1. SUPOSICIONES QUE COMUNMENTE SE MANEJAN EN LA MODELACION DEL FUNCIONAMIENTO DE UN FILTRO PERCOLADOR

<u>SUPOSICION</u>	<u>IMPLICACIONES</u>
Estado estacionario	Condiciones de entrada constantes; composición, concentración, temperatura; área de mojado, no hay una acumulación neta de biomasa, tasa de oxidación metabólica constante.
No hay reacción en la fase líquida	No hay reacción química: no es significativa la oxidación biológica llevada a cabo por los microorganismos en la fase líquida
Remoción del sustrato soluble	La contribución de los sólidos suspendidos al espesor de la película es resultado de una filtración y se ignora la bio-oxidación subsecuente.
El DBO se toma como si fuera un sustrato simple	Las tasas de oxidación para todas las especies químicas son idénticas.
Hay una disponibilidad de oxígeno en exceso	El área interfacial líquido/gas y los coeficientes de transferencia de masa en la fase líquida son lo suficientemente grandes de tal manera que las concentraciones de oxígeno disuelto en la interfase biopelícula/líquido tienen como resultado que las reacciones de biooxidación sean de orden cero con respecto al oxígeno.
El espesor de la biopelícula es uniforme	El espesor de la biopelícula es independiente de su posición en el filtro y de las condiciones locales.
Temperatura uniforme	La temperatura a todo lo largo del filtro es uniforme; hay un equilibrio local entre la generación de calor como consecuencia de las reacciones de biooxidación y la pérdida de calor a la atmósfera.
No hay mezclado longitudinal	El flujo a través del lecho empacado es uniforme en cualquier punto.

posiciones establecidas de antemano.

La Tabla 1 lista algunas de estas suposiciones identificadas por Atkinson y Howell, (1975) que son prácticamente comunes para todas las modelaciones del funcionamiento de un filtro percolador.

2.2 Desarrollo histórico

En este punto se mencionarán en forma muy breve aquellos modelos ó contribuciones que tienen importancia, desde el punto de vista del estudio. Desde que apareció el primer modelo que relacionara algunas de las variables de filtro percolador, se han propuesto más de 70 ecuaciones que relacionan de una u otra forma algunas de las variables del filtro percolador en un intento por describir su comportamiento.

1. Una de las primeras relaciones para estimar la eficiencia del filtro percolador fue desarrollada por la National Research Council (NRC) en 1946, con base en un análisis de los datos colectados de las plantas de tratamiento que se encontraban en las instalaciones militares en los E.U. resultando la siguiente fórmula:

$$E = \frac{100}{1 + 0.0085 \left(\frac{W}{VF} \right)^{0.5}} \quad (1)$$

$$F = \frac{1 + N}{|1 + (1-j)N|^2} \quad (2)$$

$$N = \frac{R}{I} \quad (3)$$

en la cual:

E : eficiencia de un filtro sencillo o de un solo paso en porcentaje de DBO removido

W : carga orgánica aplicada en lb DBO/día

V : volumen del medio filtrante

F : factor de recirculación

N : razón de recirculación

I : gasto del influente

j : factor de peso que va de $0.81 < j < 0.95$

En caso de existir una segunda etapa la ecuación propuesta fué:

$$E = \frac{100}{1 + 0.0085 \left| \frac{W}{VF(1-E)} \right|^{0.5}} \quad (4)$$

Las fórmulas de la NRC están basadas en la suposición de que todo el DBO es removido por el filtro percolador.

2. Velz concluyó en (1948) a través de su ecuación que:

"La tasa de consumo de materia orgánica por intervalo de profundidad del lecho biológico es proporcional a la concentración remanente de esta; medida en términos de su removilidad" lo cual se expresa:

$$- \frac{dS}{d} = K_D S \quad (5)$$

que al ser integrada resulta:

$$\frac{S_D}{S} = e^{-kD} \quad (6)$$

donde:

S : fracción total removible de DBO (mg/l)

S_D : cantidad de DBO removible a profundidad D

S_D/S : proporción de la fracción total removible remanente en el líquido que pasa

k : constante cinética de 1er orden (día^{-1})

Velz estableció que hay límite para la cantidad de DBO que puede ser removida por el filtro percolador.

3. Geber en (1954) propuso una curva representando la relación entre la eficiencia del filtro y un factor adimensional que involucra las cargas, profundidades del filtro y la velocidad de consumo de DBO . La relación es aplicable a

filtros que presentan características muy particulares establecidas por él.

4. Schulze, en (1960) desarrolló un filtro percolador experimental en la cual observó que el espesor de la capa aeróbica estaba directamente relacionada con la concentración del agua residual tratada. La eficiencia se expresó como:

$$\frac{S_e}{S_o} = \exp(-K_1 D / Q^{2/3}) \quad \text{o} \quad \frac{S_e}{S_o} = 10^{-k_1 D / Q^{2/3}} \quad (7)$$

Q : carga hidráulica (MGAD)

D : profundidad del filtro (H)

k_1 : constante, y $K_1 = 2.303 k_1$

Las ecuaciones anteriores también pueden ser aplicadas a filtros percoladores con recirculación si la carga hidráulica combinada es usada $Q_h = Q(1+N)$ y la fracción de DBO remanente es relacionada con el DBO al flujo mezclado

$$S_a = \frac{N S_e + S_o}{1 + N} \quad (8)$$

donde N es la razón de recirculación

5. Eckenfelder, en (1961) propuso que el área superficial de la película varía con el tipo, distribución y longitud del

filtro y con la estación del año en muchos casos. Planteó matemáticamente que la cantidad de superficie activa cubierta por la biopelícula en el medio filtrante decrece con la profundidad; establece una expresión para el tiempo de residencia. Consideró además que el funcionamiento se basa en una cinética de 1er orden.

- 6) Ames, en (1962) presenta un modelo matemático con base en la hipótesis de un comportamiento similar al que ocurre en una columna empacada. Los componentes de la DBO se supone que se transfieren de la fase líquida a la fase sólida por absorción. Para describir las reacciones bioquímicas que tienen lugar en la superficie de la película de bacterias se supuso una cinética de primer orden. En las ecuaciones de balance de masa se asumió una relación lineal entre la fracción mol de DBO en la interfase líquido sólido y la fracción mol de DBO en el sólido, en los balances de masa. La ecuación para el estado estacionario a una concentración constante de DBO en el líquido a cualquier profundidad fue:

$$S = z + (S_0 - z) \exp \left| - \frac{G}{G+1} \frac{K_0 A_v D}{Q_p} \right| \quad (9)$$

donde $G = \frac{k_3 \partial}{LK_0 A_v}$ es un grupo adimensional de reacción, en donde:

- θ : fracción mol de O_2
 K_0 : coeficiente de transferencia de masa (moles/hr-ft²)
 ρ : densidad del líquido (moles/ft³)
 k_3 : constante de reacción de 1er orden (moles/hr-ft²)
 L : constante de equilibrios (adimensional)
 z : parámetro adimensional
 Q : carga hidráulica (ft/hr)
 A_v : área para la transferencia de masa por unidad de volumen (ft²/ft³)

El parámetro z puede interpretarse como la porción no bio degradable de DBO , mientras que $S_0 - z$, es la porción bio degradable. Los efectos de la temperatura pueden incluirse en una expresión como la de Arrhenius $A_i e^{-B_i/T_i}$

T_i = temperatura absoluta

A_i y B_i = son constantes para K_0

7. Atkinson en(1969) describió el modelo del filtro percolador basado en las siguientes suposiciones:

- El proceso es estacionario
- La velocidad de reacción es suficientemente lenta de tal manera que esta sea el paso limitante
- El proceso puede ser descrito por una reacción irreversible de 1er orden de la forma $A \rightarrow B$ donde B es el

producto deseado

- d) Ambos componentes A y B son solubles en el líquido que fluye
- e) La reacción ocurre en la interfase líquido-sólido
- f) El espesor de la película del líquido no está influenciada por la población microbiana.

Estableciendo la siguiente ecuación cuando $N = 0$:

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{K_A h w' D}{Q'} \quad (10)$$

si $\frac{hw'D}{Q'}$ se considera como un equivalente del tiempo de residencia quedaría:

$$\frac{S_e}{S_0} = \exp (- K_A t) \quad (11)$$

que es la misma ecuación propuesta por Howland (1958) y confirmada por Schulze (1960).

8. Galler y Gotaas en(1964) desarrollaron un modelo matemático para el funcionamiento de un filtro percolador basado en datos publicados y otros obtenidos por ellos. La DBO del efluente, S_e , fue la variable dependiente y el DBO aplicado, S_0 , fue la variable independiente. Se desarrolló la siguiente fórmula:

$$S_e = \frac{0.464 S_a^{1.19} (1+N)^{0.28} Q_h^{0.12}}{(1+D)^{0.47} T^{0.15}} \quad (12)$$

S_a, S_e : en mg/l

D : profundidad (ft)

T : temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

Q_h : carga hidráulica (MGAD)

Estos investigadores asumieron que la DBO aplicada al filtro en mg/l se define como:

$$S_a = \frac{I S_o + R S_e}{I + R} \quad (13)$$

I : influente MGD

R : recirculación

Concluyeron también que la carga hidráulica no es un factor importante en relación con la DBO remanente en el efluente, un resultado que es contradictorio con lo que han encontrado otros investigadores.

- 9) Germain en (1966) aplicó la fórmula de Schulze a un medio filtrante plástico como sigue:

$$\frac{S_e}{S_o} = \exp - (k D/Q^n) \quad (14)$$

- S_0 : DBO del influente (sin recirculación) (mg/l)
 D : profundidad del filtro, (ft)
 Q : carga hidráulica (sin recirculación) gpm/ft²
 n : exponente característico del medio filtrante
 k : constante de tratabilidad del agua residual

Germain reporto que k para un medio sintético tratando un influente de agua residual doméstica fue de 0.088 y n para un medio plástico llamado Surfpac fue de 0.5. El medio filtrante tenía un área superficial de 89 m²/m³.

- 10) Eckenfelder en (1966) propone una fórmula aplicable a cualquier medio de empaque del filtro percolador, con las siguientes consideraciones:

- a) la superficie específica permanece constante
- b) la capa biológica que cubre el medio es uniforme
- c) el agua residual es uniformemente distribuida en el medio
- d) el filtro se comporta como un reactor de flujo tapón
- e) la rapidez de remoción de DBO sigue una cinética de 1er. orden (Velz).

Con base en sus anteriores aportaciones al desarrollo de modelos para filtros percoladores; (1961), (1963); planteó una relación entre la remoción de DBO, profundidad del filtro, carga hidráulica y características del medio.

Partió de la ecuación de un reactor tapón la cual puede ser reescrita con los símbolos k' y t

$$\frac{S_e}{S_o} = e^{-k't} \quad (15)$$

donde $k' = k X_v$ (16)

X_v : es la biomasa activa en (mg/l)

La concentración de biomasa es proporcional a la superficie específica del medio:

$$X_v = C' A_v \quad (17)$$

donde C' es una constante de proporcionalidad y A_v la superficie específica del medio (ft^2/ft^3).

El tiempo de retención está dado por: (1961)

$$t = \frac{C' D}{Q^n} \quad (18)$$

D : profundidad del filtro en (ft)

Q : carga hidráulica (gal/min/ft²)

$C'n$: son constantes que están en función del tipo del medio y la superficie específica de este.

Con lo anterior el parámetro C' puede ser reescrito como:

$$C' = C'' A_v^m \quad (19)$$

donde C'' y m son constantes.

Sustituyendo K' y t en la ecuación (15) por los valores dados por las ecuaciones (16) y (18) y utilizando las ecuaciones (17) y (15) por X_v y C'

$$S_e/S_o = \exp(-kX_v C' D/Q^n)$$

$$S_e/S_o = \exp(-kX_v C'' A_v^m D/Q^n)$$

$$S_e/S_o = \exp(-kX' A_v C'' A_v^m D/Q^n)$$

$$S_e/S_o = \exp(-kC' C'' A_v^{m+1} D/Q^n) \quad (20)$$

Si $K = kC' C'' A_v^{m+1}$ la ecuación anterior queda:

$$S_e/S_o = \exp(-KD/Q^n) \quad (21)$$

Siendo esta la ecuación del modelo de Eckenfelder para filtros percoladores.

El efecto de la temperatura también puede ser tomado en cuenta en el parámetro K , por la relación:

$$K = K_{20} (1.039)^{T-20} \quad (22)$$

donde $T(^{\circ}C)$

Cuando se tiene un filtro percolador con recirculación, se disminuye el valor del influente en la ecuación de Eckenfelder:

$$\frac{S_e}{(S_f + NS_e)/(1+N)} = \exp(-kD/Q^n) \quad (23)$$

si llamamos $x = KD/Q^n$ por simplicidad, la ecuación anterior resulta:

$$\frac{S_e}{S_f} = \frac{e^{-X}}{(1+N) - Ne^{-X}} \quad (24)$$

S_f : (DBO) en el influente diluido (mg/l)

S_e : efluente (mg/l)

N : razón de recirculación

11. Gromiec M.J. y Malina J.E. en (1969) presentaron el modelo siguiente:

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{\exp(-KD/Q^n)}{(1+N) - N \cdot \exp(-KD/Q^n)} \quad (25)$$

N : razón de recirculación

Evaluaron los parámetros tipo Eckenfelder (K, n) para una amplia variedad de empaques modulares y al azar, tratando agua residual doméstica. También demostraron que el coeficiente de velocidad (k) se incrementa con el incremento en el área superficial específica del medio de empaque.

12. Pike, E.B., (1978) reportó que en el transcurso de 3 años de estudio en el Water Research Center, Reino Unido, 35 combinaciones diferentes de medios de empaque y cargas hidráulicas. Se examinaron 46 evaluaciones por separado. Se aplicó un análisis de regresión múltiple a los datos, obteniéndose una ecuación que satisfizo el 90% de los casos:

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{1}{1 + K \cdot \theta^{T-15} S^m/Q^n} \quad (26)$$

en donde:

S_e/S_o : fracción de DBO remanente después de la sedimentación

S : área superficial específica del medio

Q : carga hidráulica

K, θ, m y n : coeficientes obtenidos del análisis de regresión múltiple.

TABLA 2. CARGA MAXIMA CONSIDERADA PARA ALGUNOS DE LOS MODELOS REFERIDOS.

MODELO	Año	Gal ft ⁻² min ⁻¹	m ³ m ⁻² día ⁻¹
Velz	1948	0.18	10.4
Geber	1954	0.12	6.9
Schulze	1957,60	0.26	15.2
Eckenfelder	1961	0.30	47.0
Galler y Gotaas	1964	0.23	13.3
Maier et al.	1967	0.24	14.1
Atkinson et al.	1968,71	1.96	115.0
Atkinson y Daoud	1967,70	0.29	17.1
Gromiek y Malina	1970	0.47	27.6

((Roberts, 1973)

TABLA 3. APLICABILIDAD DE LOS MODELOS MATEMATICOS DESARROLLADOS A PARTIR DE DATOS EXPERIMENTALES

MODELO	AÑO	TIPO DE ESPACIO		TIPO DE AGUA RESIDUAL		RECIRCULACION SIN	CON	ORDEN DE REACCION	ESTUDIO:
		MINERAL	SINTETICO	DOMESTICA	INDUSTRIAL				
1. MCR	1946	A	NA	A	NA	A	NA	NC	Análisis estadístico de datos de plantas.
2. Velt	1948	A	A	A	NA	A	A	1	Experimentos sencillos usando un medio empaçado con roca.
3. Geber	1954	NG	NA	NG	NA	A	NA	NC	Experimentos sencillos usando un medio empaçado con roca de 1 a 1.5 pulg. de Ø.
4. Albright	1954	NG	NA	NG	NA	A	NA	NC	Análisis de influencia del tiempo de residencia en la eficiencia usando un medio empaçado con esferas de 3.5 pulg. de Ø.
5. Gutiérrez	1956	NG	NA	NG	NA	A	NA	NC	Análisis de la influencia del tiempo de residencia en la eficiencia usando un medio empaçado con esferas de 3.5 pulg. de Ø.
6. Rasmpe	1957	NG	NG	NG	NG	A	NA	NC	Descomposición de la glucosa usando un plano inclinado.
7. Fairall	1957	A	NA	A	NG	A	A	1	Análisis estadístico de datos de plantas.
8. Mc Demont	1957	NG	NA	NG	NG	A	NA	NC	Análisis de la influencia del área específica en la eficiencia usando un medio empaçado con esferas.
9. Howland	1958,60	A	NG	A	A	A	NA	1	Análisis de la influencia del tiempo de residencia en la eficiencia usando un plano inclinado y un medio empaçado con esferas.
10. Sinkoff	1959	A	A	NG	NG	A	A	NC	Análisis de la influencia de la carga hidráulica en la eficiencia usando un medio empaçado con esferas.
11. Schulze	1957,60	A	A	A	A	A	NG	1	Análisis de los resultados de DBO usando alambres verticales.
12. Eckenfelder	1961,63,66	A	A	A	A	A	A	1	Análisis estadístico de datos de plantas.
13. Galler y Gotaas	1964	A	NA	A	NA	NA	A	NC	Análisis estadístico de datos de plantas.
14. Germain	1966	NA	A	A	A	A	A	1	Experimentos llevados a cabo en una torre empaçada con un medio plástico (Surfpac).
15. Hamman	1968	A	NA	A	NG	A	A	NC	Análisis estadístico de datos de plantas.
16. Balakrishnan	1968,69	A	NA	A	NG	A	NA	1	Análisis estadístico de datos de plantas.
17. Roesler y Smith	1969	A	NA	A	A	A	NA	1	Análisis estadístico de datos de plantas.
18. Gromiek y Malina	1969	NA	A	A	NG	A	A	1	Planta piloto con filtro empaçado con medio plástico (Surfpac).
19. Lamb	1970	NA	A	NG	NG	A	NA	NC	Análisis de resultados con varios medios de empaque modulares.
20. Monadjemi y Behn	1970	NA	A	NG	NG	A	NA	NC	Descomposición de glucosa usando un medio empaçado con esferas de 2 pulg.
21. Mehrberger y Bush	1971	NG	NG	NG	NG	A	NA	1	Descomposición de glucosa usando un plano inclinado.
22. Atkinson y Williams	1971	NG	NG	NG	NG	A	NA	NC	Descomposición de la glucosa usando un medio empaçado con esferas de 2 pulg.
23. Meht, et. al.	1972	NA	A	NG	NG	A	NA	NC	Análisis de resultados con varios medios de empaque modulares.
24. ICI Buckfastleigh	1972	NA	A	A	A	A	A	NC	Planta piloto con filtro empaçado con medio plástico Surfpac.
25. Bruce y Merkens	1973	NA	A	NG	NG	A	A	NC	Análisis de resultados con varios medios de empaque modulares y al azar.
26. Pike, E.B.	1978	A	A	NG	NG	A	A	NC	Análisis estadístico de datos con varios medios de empaque y distintas cargas hidráulicas.

A : Aplicable
 NA: No Aplicable
 NG: No se puede generalizar
 NC: No se consideró