



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA**  
**INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA**

**REMOCIÓN DE COMPUESTOS AROMÁTICOS**  
**HALOGENADOS MEDIANTE**  
**BIOFILTRACIÓN ANAEROBIA**

**T E S I S**  
**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:**  
**MAESTRA EN INGENIERÍA**

**P R E S E N T A :**  
**ING. LILIANA ARGÜELLES GARCÍA**

**TUTOR PRINCIPAL:**  
**DRA. PETIA MIJAYLOVA NACHEVA, FACULTAD DE INGENIERÍA**  
**COMITÉ TUTOR:**  
**DRA. MARÍA DEL CARMEN DURÁN DOMÍNGUEZ, FACULTAD DE QUÍMICA**  
**DR. GERMÁN BUTRÓN MÉNDEZ, INSTITUTO DE INGENIERÍA**

**MÉXICO, D.F. MAYO, 2013**

**JURADO ASIGNADO:**

**Presidente:** Dra. María del Carmen Durán Domínguez.

**Secretario:** Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez.

**Vocal:** Dra. Petia Mijaylova Nacheva.

**1er. Suplente:** Dr. Germán Buitrón Méndez.

**2do. Suplente:** Dra. Georgina Fernández Villagómez.

**Lugar donde se realizó la tesis:**

Facultad de ingeniería UNAM Campus-Morelos

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA)

Paseo Cuauhnáhuac No. 8532

Col. Progreso

62550 Jiutepec, Morelos, México

**TUTOR DE TESIS**

---

**Dra. Petia Mijaylova Nacheva**

**SUSTENTANTE**

---

**Ing. Liliana Argüelles García**

## AGRADECIMIENTOS

A la **UNAM**, que por medio de su personal académico, tuve la fortuna de recibir una preparación profesional de excelente calidad.

Al **IMTA**, lugar donde concluí la licenciatura, obtuve experiencia laboral y realicé los estudios de maestría; pero sobre todo, lugar donde conocí a personas que estimo mucho.

Al **CONACYT**, por la beca otorgada para la realización de mis estudios de posgrado.

A mi tutora la **Dra. Petia Mijaylova Nacheva**, por el apoyo incondicional recibido en este largo trayecto. Me llevo de sobra tantos buenos gestos de su persona y palabras de optimismo y superación que siempre me brindó.

A los integrantes del comité: **Dra. María del Carmen Durán Domínguez, Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez, Dr. Germán Buitrón Méndez, Dra. Georgina Fernández Villagómez y Dra. Petia Mijaylova Nacheva**; por sus valiosos comentarios y contribuciones para mejorar esta tesis.

A **todos mis amigos** que fueron parte importante a lo largo de estos años que estuve en Morelos, son muchos, pero los que son mis amigos saben quiénes son.

A mi familia: A mis hermanos **Mario, Teresa y Gloria** porque cada uno, a su manera, me han apoyado cuando los he necesitado. A mi **tío Arturo**, nuestro pilar, ejemplo de sencillez, humildad y amor al prójimo; gracias tío por querernos tanto y por estar siempre al pendiente de nosotros.

## DEDICATORIAS

A **Dios**, por prestarme vida y salud para concluir otra etapa muy importante en mi vida.  
Cada uno de los días es perfecto por todos los milagros que nos concedes.

A mis padres, **María Teresa** y **Juan Mario**, que siempre han estado conmigo apoyándome y ayudándome en cada momento. Por su ejemplo de lucha y lealtad. Porque siempre que los he necesitado han estado conmigo. Porque **nunca** han dejado de creer en mí, pero sobre todo por el amor que siempre me han demostrado. Los amo mami y papi.

A ti **José Manuel**, porque juntos y de la mano, hemos vivido tantas experiencias y momentos que me han llenado de felicidad. Por ser mi cómplice de aventuras, dichas y también de momentos difíciles. Por aguantarme en mis momentos de "estrés". Por ser el que me animaba en mis momentos de inseguridad y el que me alentaba en días difíciles.

Otra palomita en nuestras metas, vienen muchas más. Te amo mi chaparrito.

A mi niño, al que me llena de felicidad cada día. Porque gracias a ti he sentido el amor más puro e incondicional. Porque a través de ti, me he vuelto a maravillarme de las cosas más simples. Porque el sentir un abrazo tuyo me convierte en la persona más afortunada del mundo. Porque para mí todo es mejor cuando estás conmigo. Porque cuando tus ojos se cruzan con los míos, siento ese amor que hace que me pierda en tu mirada. Te amo mi vida, mi **André**. Nuestro **André Elián**.

*"El conocimiento que no se comparte, se pierde".*

---



---

**CONTENIDO GENERAL**

<b>Lista de Figuras</b> .....	<b>iv</b>
<b>Lista de Tablas</b> .....	<b>v</b>
<b>RESUMEN</b> .....	<b>vii</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>viii</b>
<b>Capítulo 1. PROBLEMÁTICA</b> .....	<b>1</b>
1.1 Introducción .....	1
1.2 Problemática de los compuestos orgánicos halogenados .....	3
1.2.1 Clorobencenos .....	3
1.2.1.1 Descargas de MCB, 1,2-DCB y 1,2,4-TCB .....	6
1.2.1.2 Toxicidad.....	10
1.2.1.3 Normativa nacional e internacional.....	13
<b>Capítulo 2. HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y ALCANCES</b> .....	<b>15</b>
2.1 Hipótesis.....	15
2.2 Objetivos .....	15
2.2.1 General .....	15
2.2.2 Específicos.....	15
2.3 Alcances .....	15
<b>Capítulo 3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS</b> .....	<b>16</b>
3.1 Procesos de tratamiento para la remoción de clorobencenos .....	16
3.1.1 Físicoquímicos.....	16
3.1.2 Biológicos .....	17
3.1.3 Mecanismos de deshalogenación .....	19
3.1.3.1 Deshalogenación oxidativa .....	20
3.1.3.2 Deshidrodeshalogenación.....	20
3.1.3.3 Deshalogenación por sustitución.....	21
3.1.3.4 Deshalogenación por transferencia de metilo .....	23
3.1.3.5 Deshalogenación reductiva .....	23
3.2 Tratamiento biológico .....	28
3.2.1 Procesos con biomasa fija .....	29
3.2.2 Procesos aerobios con biomasa fija .....	30
3.2.2.1 Biofiltros percoladores .....	30
3.2.2.2 Procesos híbridos con desarrollo microbiano suspendido y fijo	31
3.2.2.3 Procesos con lecho sumergido .....	32
3.2.3 Procesos anaerobios con biomasa fija .....	33
3.2.3.1 Reactor anaerobio empacado .....	35
3.2.3.2 Reactor anaerobio de lecho expandido.....	36
3.2.3.3 Reactor anaerobio de lecho fluidificado.....	36
3.3 Degradación anaerobia .....	37
3.3.1 Microbiología del proceso .....	39
3.3.2 Factores ambientales y de diseño en los procesos anaerobios .....	42
3.3.2.1 Características del agua residual .....	43

3.3.2.2	Variaciones de flujo y carga orgánica .....	43
3.3.2.3	Concentración orgánica y temperatura .....	43
3.3.2.4	Fracción de material orgánico no disuelto .....	44
3.3.2.5	Alcalinidad del agua residual .....	44
<b>Capítulo 4.</b>	<b>METODOLOGÍA.....</b>	<b>45</b>
4.1	Descripción del sistema experimental.....	45
4.2	Agua sintética .....	46
4.3	Caracterización de medios de soporte .....	48
4.3.1	Densidad real .....	50
4.3.2	Densidad aparente .....	50
4.3.3	Porosidad .....	51
4.4	Empaque de los biofiltros y pruebas hidráulicas.....	52
4.5	Inoculación y arranque del proceso.....	52
4.6	Condiciones de operación y control de los biofiltros .....	52
4.6.1	Parámetros de operación.....	52
4.6.2	Parámetros de seguimiento y evaluación .....	54
4.6.2.1	Potencial hidrógeno .....	55
4.6.2.2	Conductividad eléctrica, temperatura y sólidos disueltos fijos ..	55
4.6.2.3	Sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles .....	55
4.6.2.4	Alcalinidad, relación $\alpha$ y ácidos grasos volátiles .....	56
4.6.2.5	Cloruros .....	56
4.6.2.6	Sulfatos .....	57
4.6.2.7	Demanda química de oxígeno .....	57
4.6.2.8	Producción de biogás .....	57
4.6.2.9	Cuantificación de biomasa .....	58
4.7	Análisis estadístico .....	59
<b>Capítulo 5.</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>62</b>
5.1	Caracterización de medios de soporte .....	62
5.2	Pruebas preliminares a la aclimatación .....	62
5.3	Inoculación de medios de soporte .....	63
5.4	Aclimatación y desarrollo de la biopelícula .....	64
5.4.1	Remoción de materia orgánica .....	65
5.4.2	Variación del pH, alcalinidad y relación $\alpha$ .....	66
5.4.3	Sólidos suspendidos totales y volátiles.....	69
5.4.4	Conductividad eléctrica y sólidos disueltos fijos .....	71
5.4.5	Deshalogenación.....	72
5.4.6	Temperatura.....	74
5.5	Desempeño de los biofiltros aplicando diferentes COV .....	75
5.5.1	Remoción de materia orgánica .....	75
5.5.2	Variaciones del pH, alcalinidad y relación $\alpha$ .....	78
5.5.3	Sólidos suspendidos totales y volátiles.....	82
5.5.4	Conductividad eléctrica y sólidos disueltos fijos .....	83
5.5.5	Deshalogenación.....	86
5.5.6	Temperatura.....	93
5.5.7	Sulfatos .....	94
5.5.8	Producción de biogás.....	95

---

---

5.5.9 Cuantificación de biomasa .....	96
<b>Capítulo 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....</b>	<b>98</b>
6.1 Conclusiones .....	98
6.2 Recomendaciones .....	100
<b>ANEXOS.....</b>	<b>101</b>
<b>A. Datos experimentales .....</b>	<b>101</b>
<b>B. Determinación del porcentaje de deshalogenación .....</b>	<b>116</b>
<b>C. Análisis estadístico .....</b>	<b>118</b>
<b>D. Ácidos grasos volátiles (AGV) .....</b>	<b>126</b>
<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>127</b>

---



---

**Lista de Figuras**

Figura 3.1	Ejemplo de deshalogenación oxidativa .....	20
Figura 3.2	Ejemplo de deshidrodeshalogenación .....	21
Figura 3.3	Ejemplo de deshalogenación tiolítica .....	21
Figura 3.4	Ejemplo de deshalogenación hidrolítica .....	22
Figura 3.5	Ejemplo de deshalogenación por sustitución intramolecular .....	22
Figura 3.6	Ejemplo de deshalogenación por transferencia de metilo .....	23
Figura 3.7	Ejemplo de deshalogenación vinculada al metabolismo del carbono .....	28
Figura 3.8	Filtro percolador .....	31
Figura 3.9	Disco rotatorio .....	32
Figura 3.10	Proceso sumergido de biomasa fija .....	33
Figura 3.11	Procesos anaerobios ascendentes de biomasa fija: .....	34
Figura 3.12	Degradación anaerobia .....	40
Figura 3.13	Grupos de bacterias metabólicas involucradas en la degradación anaerobia (Archer y Kirsop, 1991) .....	41
Figura 4.1	Esquema del sistema experimental.....	45
Figura 4.2	Biofiltros anaerobios .....	46
Figura 5.1	Lodo granular para inoculación.....	63
Figura 5.2	Remoción de la materia orgánica (período de aclimatación) .....	66
Figura 5.3	Variación de pH durante el período de aclimatación .....	67
Figura 5.4	Variación de la alcalinidad total durante el período de aclimatación.....	68
Figura 5.5	Variación de la relación $\alpha$ durante el período de aclimatación .....	69
Figura 5.6	Variación de los SST durante el período de aclimatación.....	70
Figura 5.7	Variación de los SSV durante el período de aclimatación .....	70
Figura 5.8	Variación de la CE (aclimatación) .....	72
Figura 5.9	Variación de los sólidos disueltos fijos (aclimatación) .....	72
Figura 5.10	Porcentaje de deshalogenación (período de aclimatación).....	74
Figura 5.11	Remoción de la materia orgánica (período de evaluación) .....	76
Figura 5.12	Comportamiento de la tasa de remoción de materia orgánica con respecto de la COV .....	78

Figura 5.13	Variación de pH (período de evaluación).....	79
Figura 5.14	Variación de la alcalinidad total (período de evaluación) .....	80
Figura 5.15	Variación de la relación $\alpha$ (período de evaluación).....	81
Figura 5.16	Variación de sólidos suspendidos totales (período de evaluación) .....	82
Figura 5.17	Variación de sólidos suspendidos volátiles (período de evaluación) .....	83
Figura 5.18	Variación de la conductividad eléctrica (período de evaluación) .....	84
Figura 5.19	Variación de los SDF (período de evaluación).....	85
Figura 5.20	Porcentaje de deshalogenación (período de evaluación) .....	86
Figura 5.21	Análisis de la distribución normal de cloruros liberados en el B-TZ en las fases evaluadas .....	90
Figura 5.22	Análisis de la distribución normal de cloruros liberados en el B-CAG en las fases evaluadas .....	91
Figura 5.23	Análisis de la distribución normal de cloruros liberados en el B-CPU en las fases evaluadas .....	92
Figura 5.24	Variación de sulfatos (período de evaluación) .....	94
Figura 5.25	Biomasa cuantificada en biofiltros anaerobios .....	96

**Lista de Tablas**

Tabla 1.1	Afinidad de las sustancias químicas con los diferentes componentes ambientales.....	5
Tabla 1.2	Propiedades físicas de bencenos clorados.....	5
Tabla 1.3	Emisiones de MCB y 1, 2 DCB en México, 2004 .....	7
Tabla 1.4	Emisiones de MCB y 1, 2 DCB en México, 2005 .....	7
Tabla 1.5	Descargas de MCB al agua (kg/año).....	8
Tabla 1.6	Distribución de las descargas de MCB dentro del sector industrial Productos químicos y aliados.....	9
Tabla 1.7	Descargas de 1,2-DCB al agua .....	9
Tabla 1.8	Distribución de las descargas de 1,2 DCB dentro del sector industrial productos químicos y aliados .....	10

---

---

Tabla 1.9	Descargas de 1,2,4-TCB al agua .....	10
Tabla 1.10	Toxicidad de clorobencenos.....	12
Tabla 1.11	Límites de contaminantes prioritarios para efluentes .....	14
Tabla 4.1	Composición agua residual sintética.....	47
Tabla 4.2	Propiedades CAGR 8 x 30.....	49
Tabla 4.3	Parámetros de operación .....	53
Tabla 4.4	Programa de seguimiento.....	54
Tabla 4.5	Diseño experimental .....	60
Tabla 5.1	Características de medios de soporte .....	62
Tabla 5.2	Temperatura promedio, mínima y máxima de influente y efluentes durante el período de aclimatación .....	75
Tabla 5.3	Remoción promedio de materia orgánica medida como DQO en las diferentes fases para los reactores en estudio.....	76
Tabla 5.4	Valores promedio de SDF en el influente y en los efluentes* .....	85
Tabla 5.5	Promedios de los porcentajes de deshalogenación en las diferentes fases .....	88
Tabla 5.6	Temperaturas mínimas, máximas y promedio en influente y efluentes* .....	93
Tabla 5.7	Determinación teórica de sulfuros .....	95

---

---

## RESUMEN

Los compuestos organoclorados representan una problemática en las descargas industriales. Dentro de estos compuestos, los clorobencenos afectan la biodiversidad de los cuerpos receptores a muy bajas concentraciones. De acuerdo con estudios previos se ha demostrado su toxicidad sobre especies unicelulares, organismos y mamíferos. Los clorobencenos presentan una difícil degradación, debido a que son compuestos aromáticos con uno o varios átomos de cloro ligados al benceno. La presente investigación ofrece una alternativa para la remoción de una mezcla de clorobencenos (monoclorobenceno, diclorobenceno y triclorobenceno) presentes en el agua residual, simulando una descarga industrial conteniendo estos compuestos. El desarrollo experimental se llevó a cabo en tres biofiltros anaerobios de flujo ascendente. Los materiales de empaque de los biofiltros fueron carbón activado granular (CAG), tezontle rojo y cubos de poliuretano. Se aplicaron tres cargas volumétricas iniciando con una carga baja de  $0.13 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  para la fase I, posteriormente se aplicó una carga de 0.20 y de  $0.28 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  para las fases II y III, respectivamente. Se llevó a cabo el seguimiento de los biofiltros con diferentes parámetros para analizar cuál biofiltro tuvo el mejor desempeño. Las remociones de DQO se vieron favorecidas en la fase III obteniéndose valores de 90% para el biofiltro empacado con tezontle; 92% para el biofiltro empacado con CAG y de 87% para el biofiltro empacado con cubos de poliuretano. Es decir, que los tres biofiltros ofrecen un desempeño muy similar para la remoción de DQO; este argumento se validó mediante un análisis estadístico. En el caso de la biotransformación de los clorobencenos, el mejor desempeño se obtuvo en el biofiltro empacado con cubos de poliuretano en la fase I y en la fase II el mayor porcentaje de deshalogenación se obtuvo en el biofiltro empacado con tezontle; en el caso de la fase III los mejores resultados se obtienen con los biofiltros empacados con tezontle y con cubos de poliuretano. El sistema experimental utilizado en esta investigación propicia las condiciones adecuadas para la remoción de materia orgánica y la biotransformación de los clorobencenos presentes en efluentes industriales.

**Palabras clave:** Clorobencenos, biofiltros anaerobios, CAG, tezontle, cubos de poliuretano, deshalogenación.

**ABSTRACT**

The organochlorinated compounds are a problem in industrial discharges. Among these compounds, chlorobenzenes affect biodiversity of the receiving bodies at very low concentrations. Its toxicity to unicellular species, organisms and mammals have been demonstrated according to previous studies. Chlorobenzenes have a difficult degradation, because they are aromatic compounds with one or more chlorine atoms attached to benzene. This research offers an alternative for the removal of a mixture of chlorobenzenes (monochlorobenzene, dichlorobenzene, and trichlorobenzene) present in the wastewater, simulating an industrial discharge containing these compounds. The experimental development was carried out in three upflow anaerobic biofilters. Packaging materials of biofilters were granular activated carbon (GAC), tezontle, and cubes of polyurethane. Three volumetric loads were applied, starting with a low load of  $0.13 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  for phase I, then it was applied a load of 0.20 and  $0.28 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  for phases II and III, respectively. Monitoring of biofilters was carried out by different parameters to analyze which of the three biofilters had the best performance. The COD removals were favored in phase III obtaining values of 90% for the biofilter packed with tezontle, 92% for the biofilter packed with CAG and 87% for the biofilter packed with cubes of polyurethane. This means that the three biofilters offer very similar performance for COD removal; this argument was validated by statistical analysis. In the case of the biotransformation of chlorobenzenes, the best performance was obtained in the biofilter packed with cubes of polyurethane in phase I, in the phase II the highest percentage of dehalogenation was obtained in the biofilter packed with tezontle, in the case of phase III the best results are obtained with biofilters packed with volcanic rock and cubes of polyurethane. The experimental systems used in this study favor the conditions for removal of organic matter and biotransformation of chlorobenzenes present in industrial effluents.

Keywords: Chlorobenzenes, anaerobic biofilters, CAG, tezontle, cubes of polyurethane, dehalogenation.

## Capítulo 1. PROBLEMÁTICA

### 1.1 Introducción

Hoy en día la importancia del cuidado del agua ha sido un tema de gran interés en todo el mundo; las técnicas y sistemas de tratamiento del agua han tenido gran avance en las últimas décadas. La industria en México contribuye de manera muy importante en la contaminación del agua ya que al utilizar el agua dentro de sus actividades productivas, en el lavado de materia prima y equipos, procesos, calentamiento, enfriamiento y servicios, genera aguas residuales que contienen una gran diversidad de contaminantes en altas concentraciones, muchos de los cuales son tóxicos, difíciles de biodegradar y peligrosos para la flora y fauna de los cuerpos receptores de agua. El desarrollar un tratamiento adecuado para aguas residuales industriales conllevaría a disminuir el consumo de agua fresca en los procesos industriales (Ojeda-Berra *et al.*, 2010).

Hablar de un tratamiento consiste en la modificación de las características físicas, químicas o biológicas de cualquier residuo, de modo tal que se eliminen sus propiedades nocivas o se reduzca su volumen considerando siempre la posibilidad de recuperación de sustancias valiosas para su reutilización (Moeller y Garzón, 2003). Existen diferentes tipos de tratamiento de aguas residuales. El tratamiento primario tiene como objetivo eliminar contaminantes gruesos y sólidos suspendidos del agua por medio de tamices, sedimentadores y sistemas de flotación. El tratamiento secundario se enfoca en la eliminación de materia orgánica, disuelta y coloidal biodegradable, por lo cual se utilizan procesos biológicos como pueden ser lodos activados, biofiltros, lagunas de estabilización, entre otros. El tratamiento terciario es utilizado para la exclusión de nutrientes como lo son el nitrógeno, el fósforo, contaminantes en concentraciones bajas y/o sales; incluye procesos como precipitación, filtración, adsorción, intercambio iónico, ósmosis inversa o electrodiálisis. En los efluentes industriales existen contaminantes específicos, tales como cianuros, metales pesados, sulfuros, colorantes, solventes, entre otros, que no pueden ser

removidos mediante los procesos primarios y secundarios, por lo cual para su remoción se requiere de procesos especiales (Kulla, 1981).

Si un contaminante no es mineralizado completamente o descompuesto a productos no tóxicos, puede causar efectos ambientales no deseables a un ecosistema (Eriksson *et al.*, 1994.). Los compuestos aromáticos halogenados se encuentran presentes en efluentes de sectores industriales de producción de papel, textiles, agrícolas, petroquímicos, entre otras. Se ha demostrado su toxicidad en especies unicelulares, organismos y mamíferos (EPA, 1995). Por otro lado se conoce que estos compuestos son difíciles de degradar (Willie *et al.*, 1992). Muchas industrias no han implementado los métodos de tratamiento adecuados y sus descargas afectan la calidad de los cuerpos de agua y suelos receptores.

Se han realizado varios estudios sobre el tratamiento de aguas con compuestos halogenados en los cuales se aplican métodos físico-químicos, destilación y oxidación entre otros. Estos métodos requieren de una alta inversión en equipos, reactivos y mantenimiento, lo cual implica altos costos de tratamiento (DNREC/EPA, 2003). La biodegradación es un método más económico y muy efectivo para la remoción de la materia orgánica. La ruptura del anillo bencénico es considerada la ruta más importante para la remoción de la mayoría de los compuestos orgánicos aromáticos depositados en suelo y agua (Howard *et al.*, 1992). El tratamiento con microorganismos bajo condiciones anaeróbicas es una alternativa factible para la remoción de compuestos aromáticos halogenados, debido a que estos sistemas propician una deshalogenación produciéndose compuestos menos tóxicos (Willie *et al.*, 1992), de fácil degradación, incluso obteniéndose una mineralización. Además, hay evidencias que en ambientes anaerobios hay una ruptura importante del anillo aromático, mientras que en condiciones aerobias la degradación es escasa (Taylor *et al.*, 1970).

Los procesos de deshalogenación pueden llevarse a cabo mediante la ayuda de un sistema enzimático o por vía degradativa (Fetzner, 1998). Los mecanismos son complejos; sin embargo, pueden ser utilizados como estrategias para el tratamiento de compuestos aromáticos halogenados en agua.

## 1.2 Problemática de los compuestos orgánicos halogenados

Los compuestos orgánicos halogenados (COH) son producidos industrialmente en grandes cantidades y representan una clase importante de contaminantes ambientales. Su uso y mal uso en la industria y la agricultura representa una importante entrada de estos compuestos químicos al ambiente. Sin embargo, una abundante cantidad de COH son también originados en la naturaleza (Hägglom y Bossert, 2003).

Dentro de la gran diversidad de COH se encuentran los compuestos aromáticos halogenados (CAH), los cuales son productos químicos que contienen uno o más átomos de un halógeno (cloro, flúor, bromo, yodo) y un anillo de benceno. Dentro de los usos de los CAH se encuentran: disolventes, productos químicos intermediarios, fungicidas, detergentes entre otros; de manera general, los CAH se clasifican en alifáticos y aromáticos, siendo en esta última clasificación el lugar donde se encuentran los clorobenzenos.

### 1.2.1 Clorobenzenos

Los clorobenzenos son compuestos xenobióticos contaminantes moderadamente persistentes en aire, agua y sedimentos que imponen un riesgo significativo a la salud humana. Estos compuestos son sólidos cristalinos de color blanco excepto el monoclorobenceno (MCB), 1,2-diclorobenceno (1, 2-DCB), 1,3-diclorobenceno (1, 3-DCB) y 1,2,4-triclorobenceno (1,2,4-TCB), los cuales son líquidos incoloros. De forma general, la solubilidad en agua de los compuestos de clorobenceno es baja, disminuyendo con el aumento de la cloración (WHO, 1991).

El clorobenceno es un líquido incoloro de olor similar a las almendras. Se evapora de manera rápida y su solubilidad en agua es baja. Este compuesto no se encuentra de manera natural en el ambiente. En la industria química su uso es amplio; en el pasado fue utilizado para fabricar sustancias químicas como el fenol, el DDT y las anilinas. Actualmente su

empleo es como solvente en formulación de plaguicidas e intermediario de otras sustancias químicas (WHO, 1991; RSRK, 2001; ATSDR, 2007).

El monoclorobenceno y los diclorobencenos se emplean de manera frecuente como disolventes y productos químicos intermediarios. En lo que se refiere a la obtención de estos compuestos, se lleva a cabo bajo una reacción de cloración del benceno en fase líquida en presencia de cloruro férrico ( $\text{FeCl}_3$ ). Las condiciones de la reacción vienen marcadas por la temperatura, alrededor de  $150^\circ\text{C}$ . Se usan frecuentemente condiciones alcalinas para su purificación. Del total de la producción de clorobencenos el 50% abarca la preparación de MCB y el 40% la obtención de DCB (WHO, 1991).

EL MCB es utilizado frecuentemente como intermediario para la síntesis del fenol, anilina, cloronitrobencenos, diclorodifeniltricloroetano (DDT) y siliconas, en procesos de fabricación de productos farmacéuticos, tintes y disolventes para la fabricación de pinturas (WHO, 1991).

El 1,2-diclorobenceno actúa como fumigador, insecticida e intermediario químico. Este compuesto no se encuentra en la naturaleza por lo que su introducción se debe a su uso como solvente industrial e intermediario químico (PHG, 1997).

El 1,2,4-TCB es un intermediario químico para agroquímicos, colorantes y otros productos químicos orgánicos; es un solvente para grasas, aceites, ceras, resinas, etc. Se utiliza también como agente de control de termitas e inhibidor de corrosión (EURAS, 2003).

Para evaluar el impacto ambiental que tendrá una sustancia cuando se libere al ambiente, es importante conocer sus características fisicoquímicas. De esta manera, se puede conocer su distribución ambiental, es decir, su afinidad con el suelo, agua, aire, etc. La solubilidad de una sustancia en el agua (S), la constante de Henry (H), el coeficiente de absorción al suelo ( $K_{oc}$ ) y el coeficiente de partición octanol/agua ( $K_{ow}$ ) son los parámetros que, de acuerdo con su valor numérico, indican su grado de afinidad con los cuatro componentes del

ambiente: aire, agua, suelo y biota (Vighi y Calamari, 1993). La Tabla 1.1 muestra esta información.

**Tabla 1.1 Afinidad de las sustancias químicas con los diferentes componentes ambientales**

	<b>Agua</b>	<b>Aire</b>	<b>Suelo</b>	<b>Biota animal</b>
<b>Afinidad</b>	<b>S en g·L<sup>-1</sup></b>	<b>H en Pa m<sup>3</sup>·mol<sup>-1</sup></b>	<b>Log K<sub>oc</sub></b>	<b>Log K<sub>ow</sub></b>
Alta	>1	>10	>5	>5
Media alta	1-10 <sup>-2</sup>	10-10 <sup>-1</sup>	5-4	5-3.5
Media	10 <sup>-2</sup> -10 <sup>-3</sup>	10 <sup>-1</sup> -10 <sup>-2</sup>	4-2	3.5-3
Media baja	10 <sup>-3</sup> -10 <sup>-5</sup>	10 <sup>-2</sup> -10 <sup>-4</sup>	2-1	3-1
Baja	<10 <sup>-5</sup>	<10 <sup>-4</sup>	< 1	< 1

Fuente: Vighi y Calamari, 1993

En la Tabla 1.2 se mencionan algunas propiedades fisicoquímicas de MCB (No CAS 108-90-7), 1,2 DCB (No CAS 95-50-1) y 1,2,4-TCB (No CAS 120-82-1).

**Tabla 1.2 Propiedades físicas de bencenos clorados**

<b>Propiedad</b>	<b>MCB</b>	<b>1,2-DCB</b>	<b>1,2,4-TCB</b>
Peso molecular	112.6	147	181.46
Punto de fusión (°C)	-45	-17	17
Punto de ebullición (1 atm) °C	132	180	214
S (g·L <sup>-1</sup> )	0.47	0.16	0.05
H (Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup> )	363	195	144
Log K <sub>oc</sub>	2.1	2.51	3.1-4.03
Log K <sub>ow</sub>	2.84	3.43	4.02

Fuentes: EPA, 1995; ATSDR, 2006, 2010

De acuerdo con lo presentado en las Tablas 1.1 y 1.2, el MCB tiene una solubilidad en agua media alta, indicando que a concentraciones menores de  $0.47 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  el clorobenceno puede disolverse en el agua. Sin embargo, tal como se puede observar, la afinidad con el aire es alta, tal como lo indica la constante de Henry (H), lo que representa que es un compuesto muy volátil. La afinidad con el suelo y la adsorción en tejidos se observan con los coeficientes  $K_{oc}$  y  $K_{ow}$ , respectivamente. En el caso del MCB la afinidad tanto con el suelo y la biota animal es media baja. Como se observa en la Tabla 1.2 mientras mayor es el grado de cloración menor es la solubilidad del compuesto organoclorado; a pesar de esto, tanto el 1,2-DCB y el 1,2,4-TCB presentan una afinidad media alta al igual que el MCB. De manera similar al MCB, la volatilidad del 1,2-DCB y 1,2,4-TCB es alta, como se observa en la constante de Henry. La afinidad al suelo es alta para ambos compuestos, mientras que la afinidad a la biota animal en el caso del 1,2-DCB es media, mientras que para 1,2,4-TCB es media alta; indicando que el 1,2,4-TCB puede bioacumularse en tejidos animales.

#### **1.2.1.1 Descargas de MCB, 1,2-DCB y 1,2,4-TCB**

La liberación de los clorobencenos al ambiente puede deberse a emisiones al aire o a descargas al agua o suelo.

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), en lo que corresponde a la Gestión Ambiental, ha creado un Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC). El RETC es una base de datos nacional con información de sustancias emitidas al ambiente (aire, agua, suelo y subsuelo) o transferidas a las aguas residuales y/o a los residuos peligrosos. A partir de la base de datos RETC en la Tabla 1.3 se muestran los establecimientos registrados con emisiones de 1,2-DCB para el año 2004, y en la Tabla 1.4 las emisiones del año 2005. Referente a 1,2,4-TCB hay sólo un registro de emisiones para 2004 y 2005, por parte de una empresa automotriz situada en Querétaro; sin embargo, no se proporcionan las cantidades de las emisiones.

La información contenida en el RECT se encuentra disponible a partir del segundo semestre del 2006. El RECT es actualizado anualmente (Tabla 1.3).

**Tabla 1.3 Emisiones de MCB y 1, 2 DCB en México, 2004**

<b>Nombre</b>	<b>Estado</b>	<b>Sector</b>	<b>Sustancia</b>	<b>Emisiones (g/d)</b>
Industrias derivadas del etileno S. A DE C.V.	Veracruz	Petróleo y petroquímica	1,2-DCB	2200
Industrias derivadas del etileno S. A DE C.V.	Puebla	Química	1,2-DCB	11
Poliestireno y Derivados S.A. de C.V.	Tlaxcala	Petróleo y petroquímica	1,2-DCB	205

Fuente: SEMARNAT, 2012

Uno de los objetivos del RECT es el permitir proponer políticas eficaces para preservar y proteger el medio ambiente además de apoyar la evaluación de Convenios Internacionales.

**Tabla 1.4 Emisiones de MCB y 1, 2 DCB en México, 2005**

<b>Nombre</b>	<b>Estado</b>	<b>Sector</b>	<b>Sustancia</b>	<b>Emisiones (g/d)</b>
Enthone OMI de México S.A de C.V.	Distrito Federal	Química	MCB	1
PEMEX Exploración y Producción Sistema Matapionche Activo Integral Veracruz	Veracruz	Petróleo y petroquímica	MCB	2740
Enthone OMI de México S.A de C.V.	Distrito Federal	Química	1,2-DCB	12
Industrias derivadas del etileno S. A DE C.V.	Veracruz	Petróleo y petroquímica	1,2-DCB	2055
Industrias derivadas del etileno S. A DE C.V.	Puebla	Química	1,2-DCB	13
Poliestireno y Derivados S.A. de C.V.	Tlaxcala	Petróleo y petroquímica	1,2-DCB	173
Papelera Veracruzana S.A. DE C.V.	Veracruz	Celulosa y papel	1,2-DCB	10

Fuente: SEMARNAT, 2012

Como se pudo observar en las Tablas 1.3 y 1.4, el sector industrial con la mayor liberación de clorobencenos es el sector del petróleo y la petroquímica a nivel nacional.

Para las emisiones en otros países, por ejemplo en Estados Unidos, los sectores en donde se presentan dichas emisiones abarcan desde la industria química, plásticos, productos de carbón y petróleo, entre otros. En la Tabla 1.5 se observan las emisiones de MCB en Estados Unidos en el año 2005.

**Tabla 1.5 Descargas de MCB al agua (kg/año)**

Lugar	Sector Industrial	kg/año
1	Productos químicos y aliados	348,876
2	Equipo de transporte	1,980
3	Eléctrico, gas, y servicios sanitarios	7,938
4	Productos de los plásticos	7,261
5	Equipo electrónico y otros	3,769
6	Instrumentos y productos relacionados	694
7	Piedra, arcilla, y productos de cristal	237
8	Productos del petróleo y carbón	227
9	Productos de construcción y maderas	14
10	Comercio al por mayor. Mercancías no durables	10
11	Calidad ambiental y cubierta	2

Fuente: Anónimo, 2012a

Como se puede observar, el sector de productos químicos y aliados, ocupa el primer lugar en descargas de MCB. Dentro de este sector hay una distribución por los subsectores la cual se muestra en la Tabla 1.6, donde claramente se ubica el sector de petróleo crudo y productos intermedios cíclicos con el primer lugar en descargas de MCB

En el caso de 1,2-DCB, la Tabla 1.7 muestra la distribución en los diferentes sectores industriales y en la Tabla 1.8 la subsecuente distribución específica en sectores.

Para el 1,2,4-TCB, la Tabla 1.9 muestra la distribución en los diferentes sectores industriales. En el caso de la distribución específica de productos químicos y aliados, la totalidad de descargas corresponde al sector industrial de agentes tensoactivos.

**Tabla 1.6 Distribución de las descargas de MCB dentro del sector industrial  
productos químicos y aliados**

Lugar	Sector industrial	kg/año
1	Petróleo crudo e intermediarios cíclicos	219,737
2	Materiales y resinas de plásticos	88,443
3	Productos químicos orgánicos industriales	24,111
4	Caucho sintético	7,547
5	Productos químicos inorgánicos industriales	3,921
6	Productos químicos agrícolas	2,554
7	Álcalis y cloro	2,451
8	Pegamentos y sellantes	78
9	Medicamentos y productos botánicos	33

Fuente: Anónimo, 2012a

**Tabla 1.7 Descargas de 1,2-DCB al agua**

Lugar	Sector industrial	kg/año
1	Productos químicos y aliados	184
2	Eléctrico, gas y servicios sanitarios	5

Fuente: Anónimo, 2012a

El sector industrial con mayores descargas de MCB, 1,2-DCB y 1,2,4-TCB en el caso de Estados Unidos es el de productos químicos, cabe destacar que en la distribución de este sector se encuentra el subsector de petróleo crudo e intermediarios cíclicos para MCB, 1,2-DCB.

**Tabla 1.8 Distribución de las descargas de 1,2 DCB dentro del sector industrial**

**Productos químicos y aliados**

Lugar	Sector industrial	kg/año
1	Materiales y resinas de plásticos	113
2	Álcalis y cloro	56
3	Productos químicos orgánicos industriales	10
4	Productos químicos agrícolas	3
5	Petróleo crudo e intermediarios cíclicos	1

Fuente: Anónimo, 2012

**Tabla 1.9 Descargas de 1,2,4-TCB al agua**

Lugar	Sector industrial	kg/año
1	Productos químicos y aliados	5
2	Eléctrico, gas, y servicios sanitarios	5

Fuente: Anónimo, 2012

### 1.2.1.2 Toxicidad

El monoclorobenceno y sus derivados provocan irritación aguda de los ojos, la nariz y la piel, además que la exposición a altas concentraciones provoca dolores de cabeza y crisis respiratorias (INSHT, 2001) mientras que la exposición oral al 1,2 diclorobenceno resulta en molestias estomacales con náuseas y vómito (PHG, 1997).

Actualmente no existen evidencias contundentes para afirmar que los bencenos clorados sean carcinógenos (PHG, 1997). De manera particular entre 1955 y 1958 se produjo una epidemia en Turquía debido a la ingesta de trigo contaminado con fungicida hexaclorobenceno. La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) ha clasificado el clorobeceno como carcinógeno del grupo 2B (posible carcinógeno humano) (IARC, 1982).

La agencia estadounidense EPA determinó un límite máximo permisible (LMP) para el clorobenceno de 0.1 ppm en agua potable (ATSDR, 2007). Además, recomienda que los

niveles de bencenos clorados, grupo de sustancias que incluyen al clorobenceno, en corrientes de agua y lagos no excedan de 0.488 ppm, para evitar riesgos por estas sustancias sobre la salud provenientes del consumo de agua o pescado (ATSDR, 2007).

En relación con el 1,2 diclorobenceno el LMP es de 0.6 ppm y de 0.07 ppm para 1,2,4-TCB en agua potable. Dentro de los efectos potenciales a la salud que marca la EPA por la ingesta con agua contaminada a concentraciones mayores del LMP son problemas en hígado, riñón y en el sistema circulatorio (ATSDR, 2006).

Tanto el clorobenceno como el 1,2 diclorobenceno y el 1,2,4-triclorobenceno son de categoría D, lo que indica no clasificado como carcinógeno humano. Esto es debido a que todavía no existen evidencias en humanos y los resultados obtenidos con animales no son adecuados. En relación con las bacterias y levaduras los datos indican una toxicidad genética negativa (Anónimo, 2012b).

Se han realizado varios estudios para analizar los efectos provocados por los clorobencenos. En la Tabla 1.10 se encuentran algunos resultados.

En un estudio realizado por el Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS, por sus siglas en inglés) en colaboración del Programa Nacional de Toxicología (NTP, por sus siglas en inglés) en Estados Unidos, se determinó la dosis letal media (LD<sub>50</sub>) vía oral del clorobenceno. Los valores LD<sub>50</sub> en g/kg fueron de 2.29, 1.44, 2.25, y 5.06 para ratas, ratones, conejos y cobayas, respectivamente (DHHS/NTP, 1985).

Lewis (2004) realizó pruebas determinando la LD<sub>50</sub> por vía oral del 1,2 diclorobenceno. Los valores LD<sub>50</sub> en g/kg fueron de 0.5, 4386, y 500 para ratas, ratones y conejos, respectivamente.

Calamari *et al.* (1983) examinaron los efectos de los clorobencenos en organismos acuáticos. En la prueba 14 d EC<sub>50</sub>, (concentración que reduce la fertilidad del 50% de los organismos en la prueba) en *Daphnia magna*, se encontraron los siguientes resultados: para

MCB, 2.5 mg·L<sup>-1</sup>; 1,2-DCB, 0.55 mg·L<sup>-1</sup>; 1,4-DCB, 0.93 mg·L<sup>-1</sup>; 1,2,3-TCB, 0.20 mg·L<sup>-1</sup>; 1,2,4 TCB, 0.45 mg·L<sup>-1</sup> y hexaclorobenceno (HCB), 0.016 mg·L<sup>-1</sup>. De acuerdo con este estudio los clorobencenos tienen una afectación significativa en organismos acuáticos a bajas concentraciones; sin embargo, es evidente que para los clorobencenos con mayor grado de cloración, como el HCB, su afectación es mayor.

**Tabla 1.10 Toxicidad de clorobencenos**

Especie, tiempo, año	LC <sub>50</sub> , mg/L			
	1,2- diclorobenceno	1,4- diclorobenceno	1,2,3- triclorobenceno	1,2,4- triclorobenceno
<i>Salmo</i>				
<i>gairdneri</i> (Pez), 24 h. 1983	2.3	1.18	0.71	1.95
<i>Brachydanio</i>				
<i>rerio</i> (pez), 24 h. 1983	6.8	4.25	3.1	6.3
<i>Daphnia magna</i>				
(crustáceo), 24 h. 1983	0.78	1.6	0.35	1.2
<i>Selenastrum</i>				
<i>capricornutum</i> (alga), 96 h. 1981	2.2	1.6	0.9	1.4

Fuente: RSRK, 2001

La Oficina Europea de Agentes Químicos en su clasificación de peligros para el medio ambiente en su categorización acuática determina al 1,2 diclorobenceno como N; R-50-53, lo que corresponde a muy tóxico para organismos acuáticos y que puede causar efectos adversos a largo plazo en el ambiente acuático. Para el caso del compuesto clorobenceno tiene la clasificación N; R51-53, definido como tóxico para organismos acuáticos y que puede causar efectos adversos a largo plazo en el ambiente acuático. El 1,2,4-

triclorobenceno tiene la clasificación N, R50-53 que de la misma manera que el 1,2-DCB significa muy tóxico para organismos acuáticos y que puede causar efectos adversos a largo plazo en el ambiente acuático.(Anónimo, 2012c)

### 1.2.1.3 Normativa nacional e internacional

En materia de residuos, la NOM-052-SEMARNAT-2005 que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos, presenta los límites máximos permisibles (LMP) para los constituyentes tóxicos en el extracto PECT (Procedimiento de Extracción de Constituyentes Tóxicos); el clorobenceno y el 1,4 diclorobenceno (1,4-DCB) están incluidos en dicha norma con los LMP de 100 y 7.5 mg·L<sup>-1</sup>, respectivamente. Si el extracto PECT, obtenido mediante el procedimiento establecido en la NOM-053-SEMARNAT-1993, contiene MCB o 1,4-DCB a concentraciones mayores del LMP se clasificará como un residuo peligroso tóxico ambiental.

Sin embargo, en materia de agua, las descargas residuales de cualquier industria en México se encuentran reguladas por la norma NOM-001-SEMARNAT-1996. Esta norma establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, la cual no incluye a los clorobencenos. Asimismo, la NOM-127-SSA1-1994 que se titula “Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”, incluye únicamente al hexaclorobenceno con un límite permisible de 0.01 mg·L<sup>-1</sup>.

En lo que respecta a la normativa de otros países por mencionar algunos ejemplos, se encuentra Ecuador (Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes; recurso agua, 2003). Los límites máximos permisibles para la interpretación de la calidad del agua en cuerpos de agua marina y dulce, se encuentran para el caso de clorobenceno en agua dulce de 15 µg·L<sup>-1</sup>. El límite de agua marina es de 2 y de 2.5 µg·L<sup>-1</sup> para agua dulce con relación a 1, 2 diclorobenceno. Para el caso de 1,2,4-triclorobenceno para agua subterránea maneja un límite máximo permisible de 5 µg·L<sup>-1</sup>.

La Agencia de Protección al Ambiente (EPA) de los Estados Unidos considera al clorobenceno en ocho listas del Programa Regulatorio Federal, entre las que se encuentran contaminantes del aire, sustancias peligrosas, contaminantes prioritarios, niveles de contaminantes máximos (para agua de consumo humano), entre otras. En el código de regulaciones federales (CFR, por sus siglas en inglés) se encuentran los límites de descarga de contaminantes prioritarios. En la Tabla 1.11 se especifican algunos compuestos.

**Tabla 1.11 Límites de contaminantes prioritarios para efluentes**

Compuesto	Promedio máximo ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	
	Diario	Mensual
Clorobenceno	380	142
1,2 diclorobenceno	794	196
1,4 diclorobenceno	380	142

Fuente: CFR, 2005

## **Capítulo 2. HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y ALCANCES**

### **2.1 Hipótesis**

La deshalogenación de compuestos aromáticos halogenados en aguas residuales usando biofiltros anaerobios depende de las características del empaque y de la carga orgánica.

### **2.2 Objetivos**

#### **2.2.1 General**

Determinar el porcentaje de deshalogenación y la remoción de materia orgánica medida como DQO en biofiltros anaerobios con diferentes empaques para el tratamiento de aguas residuales conteniendo compuestos aromáticos halogenados.

#### **2.2.2 Específicos**

- Evaluar el proceso de deshalogenación y remoción de materia orgánica usando tres biofiltros empacados.
- Evaluar el efecto de la aplicación de tres cargas orgánicas en cada biofiltro.

### **2.3 Alcances**

- Realizar el estudio usando un agua residual sintética conteniendo glucosa, una mezcla de clorobencenos y micronutrientes para alimentar los biofiltros anaerobios.
- La composición del agua se mantendrá constante durante todo el período experimental.
- Los tres tipos de empaque serán: Granos de tezontle, carbón activado granular y cubos de poliuretano.

## Capítulo 3. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

### 3.1 Procesos de tratamiento para la remoción de clorobencenos

Los clorobencenos son producidos en grandes cantidades y son utilizados principalmente como solventes e intermediarios en la síntesis de productos químicos tales como plaguicidas, fenoles y colorantes (Kirk *et al.*, 1989); sin embargo, son pocos los estudios que se encuentran en la literatura acerca de su tratamiento en agua.

#### 3.1.1 Fisicoquímicos

Real *et al.* (2007) desarrollaron un estudio de la fotodegradación monocromática (en longitud de onda de 254 nm) y policromática (rango de longitud de onda de 185 a 436 nm) del benceno 1,4-DCB y 1,2,3-TCB, así como por ozonación. Para evaluar la fotodegradación se obtuvieron rendimientos “quantum” (número de moléculas que reaccionan o se descomponen) por fotón absorbido, obteniéndose rendimientos entre  $0.90$  y  $0.14 \text{ mol}\cdot\text{E}^{-1}$  a valores de pH en un intervalo de 3 a 9. En el caso del tratamiento por ozonación se determinaron las constantes de la velocidad de reacción de oxidación directa, obteniéndose  $1019.2 \text{ dm}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ ,  $291. \text{ dm}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$  y  $145. \text{ dm}^3\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$  para el benceno, 1,4-DCB y 1,2,3-TCB respectivamente.

Liu *et al.* (2004) investigaron la aplicación de nanotubos de carbón con paredes múltiples (MWNTs, por sus siglas en inglés) como adsorbente, en una extracción en fase sólida, comparándolos con carbón activado y sílice  $\text{C}_{18}$ . Se determinaron las capacidades de adsorción de clorobencenos de cada uno de los materiales. La mayor capacidad se obtuvo con los MWNTs, además de mayores porcentajes de recuperación. Este método podría ser aplicado para la determinación de clorobencenos en aguas naturales y contaminadas.

Tiehm *et al.* (2001) estudiaron un proceso combinado de pretratamiento mediante ultrasonido y una posterior biodegradación para el tratamiento de contaminantes clorados.

Los compuestos empleados en el estudio fueron clorobenceno y 1,4-diclorofenol. El desarrollo experimental se llevó a cabo en dos fases. La primera es la deshalogenación por un proceso con ultrasonido, como un paso de pretratamiento, para posteriormente degradar biológicamente los contaminantes remanentes. En el caso de MCB la descomposición ultrasónica alcanzó un 90% del compuesto con relación a la medición de halógenos orgánicos adsorbibles (AOX). En el pretratamiento no se detectó la producción de compuestos tóxicos e inhibidores.

Xu *et al.* (2003) estudiaron la descloración de clorobenceno. Los compuestos resultantes (benceno y cloruros) se obtuvieron sin compuestos intermediarios a través de la reducción catalítica en un sistema Pd/Fe. El paladio era el catalizador, mientras que el hierro era el donador de electrones. La eficiencia de deshalogenación alcanzó un 45% en el sistema bimetalico.

Benítez (1999) investigó la hidrodeshalogenación catalítica de clorobenceno por medio del catalizador Pd/C en un medio acuoso. La hidrodeshalogenación se llevó a cabo bajo condiciones de temperatura ambiente y presión atmosférica. De esta manera, se obtuvieron los parámetros cinéticos y las condiciones de adición de HCl para favorecer la actividad catalítica y su disminución por presencia de NH<sub>4</sub>OH.

Pardey *et al.* (2005) estudiaron la hidrodeshalogenación de clorobenceno a benceno usando poly(4-vinilpiridina) inmovilizada con Cu (como catalizador) en un medio acuoso alcalino. Las actividades catalíticas de la hidrodeshalogenación fueron estudiadas como funciones de los parámetros de la reacción (tiempo de reacción, temperatura, concentración del catalizador, entre otras). Entre las características encontradas, la más importante fue la velocidad de formación del benceno, la cual mostró una dependencia de primer orden con respecto de la concentración del cobre (catalizador).

### **3.1.2 Biológicos**

Se ha observado la biodegradación de clorobenceno por diferentes especies de microorganismos aerobios o por bacterias facultativas bajo condiciones anaerobias.

Algunas de estas especies incluyen géneros aislados comúnmente, tales como *Arthrobacter*, *Pseudomonas* y *Azotobacter*. La degradación de clorobenceno generalmente implica la conversión a clorocatecoles por la acción de dioxigenasas y deshidrogenasas mediante una degradación aerobia. Los clorocatecoles son subsecuentemente degradados en ácidos orgánicos de cadena lineal (Kao y Prosser, 1999; Göbel *et al.*, 2004).

Kirk *et al.* (1989) realizaron un estudio en una mezcla de lodo residual primario incubado anaerobiamente para determinar la remoción potencial de 1,3, 1,4 y 1,2-diclorobenceno, 1,3,5, 1,2,4 y 1,2,3-triclorobenceno, 1,2,3,4 y 1,2,4,5-tetraclorobenceno y hexaclorobenceno durante la degradación anaerobia. Todos los clorobencenos fueron removidos, desde un 25% para 1,2,5-triclorobenceno hasta un 80% para 1,4-diclorobenceno. El tiempo de incubación fue de 32 días.

Kao y Prosser (1999) investigaron la existencia de la biorremediación intrínseca en un área con agua subterránea contaminada con tricloroetileno y clorobenceno. De acuerdo con los resultados obtenidos, tanto en campo como en laboratorio, es factible biodegradar tricloroetileno utilizando clorobenceno como el sustrato primario, tanto en condiciones de cometabolismo aerobio como de deshalogenación reductiva. La disminución de las concentraciones de tricloroetileno que se observaron en el área investigada puede ser debida a la combinación de procesos aerobios y anaerobios mejorados por la biodegradación de clorobenceno. Sin embargo, la biorremediación intrínseca juega un papel importante en el sitio contaminado.

En un estudio realizado por Seignez *et al.* (2002), utilizando un filtro percolador aerobio se hizo pasar un medio nutritivo líquido y una corriente gaseosa constituida de una mezcla de compuestos orgánicos volátiles (VOC, por sus siglas en inglés). Los VOC empleados en el sistema fueron MCB y DCB. El filtro percolador se empacó con un material inerte de polipropileno. El objetivo fue determinar el porcentaje de remoción de los compuestos clorados. Los parámetros de operación fueron la carga orgánica y el tiempo de residencia hidráulica (calculado con base en el volumen del biofiltro vacío). La remoción de VOC se determinó por cromatografía de gases. Las máximas eficiencias de remoción fueron de 62 y

72% para el MCB y DCB, respectivamente. La carga de VOC fue de  $1.10 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  y el tiempo de residencia hidráulica de 1.7 min.

Braeckevlt *et al.* (2007) investigaron el tratamiento de agua subterránea proveniente de Bitterfeld, Saxony-Anhalt en Alemania. El agua contaminada con MCB fue tratada en un humedal artificial. El humedal fue diseñado como un sistema horizontal de flujo subsuperficial y consistió en una estructura de acero inoxidable de dimensiones de 6 x 1 x 0.7 m. El material filtrante consistió en arena con 30% de grava y 4% de cieno. La altura del material filtrante fue de 0.5 m. En el material filtrante se plantó caña común o carrizos en México (*Phragmites australis*). Se observó una disminución de MCB a lo largo del humedal. La máxima remoción de MCB fue de 77.1%, la cual se alcanzó en la capa más alta del humedal. Por medio de un análisis isotópico del enriquecimiento de carbono 13 en la fracción residual contaminada se proporcionó evidencia de la degradación de MCB *in situ* y se sugiere que los procesos de degradación microbiana anaerobia juegan un papel importante en la degradación de MCB.

Los compuestos aromáticos halogenados, como los clorobenzenos, en primera instancia, deben pasar por un proceso de deshalogenación. Existen diversos mecanismos para llevar a cabo dicho proceso, algunos de estos procedimientos publicados en la literatura se mencionan a continuación.

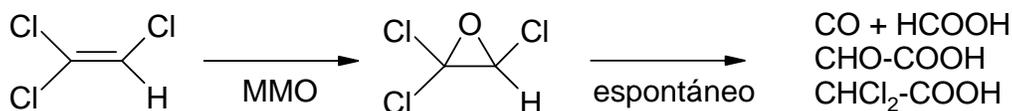
### **3.1.3 Mecanismos de deshalogenación**

Los compuestos orgánicos halogenados son empleados de manera importante en la industria. Entre sus usos más comunes se encuentran como intermediarios en la fabricación de productos farmacéuticos, herbicidas, insecticidas, fungicidas, retardantes de flama, compuestos intermediarios en la síntesis orgánica y disolventes (Adrian y Görish, 2002). Cabe mencionar que una gran cantidad de compuestos orgánicos halogenados son producidos de forma natural (Heinz y Unversucht, 2003).

La clave en las reacciones de degradación bacteriana de compuestos halogenados es en sí la deshalogenación (Fetzner, 1998; Janssen *et al.*, 2001; Heinz y Unversucht, 2003; Smidt y de Vos, 2004). Las bacterias han desarrollado diversas estrategias para la deshalogenación catalizada por enzimas y la degradación de compuestos aromáticos tanto alifáticos como aromáticos (Fetzner, 1998).

### 3.1.3.1 Deshalogenación oxidativa

Estas reacciones son catalizadas por monooxigenasas y dioxigenasas de manera co-metabólica y metabólica. Algunas enzimas encargadas de este mecanismo de deshalogenación son: metano monooxigenasa, amonio monooxigenasa, fenol monooxigenasa, 2,4-diclorofenol oxigenasa, tolueno monooxigenasa, entre otras. Se cree que la metano monooxigenasa cataliza la conversión de un alqueno halogenado como el tricloroeteno (TCE), donde el TCE se convierte a su epóxido que, posteriormente, se somete a la isomerización o hidrólisis (Figura 3.1).



**Figura 3.1 Ejemplo de deshalogenación oxidativa**

(MMO, metano monooxigenasa)

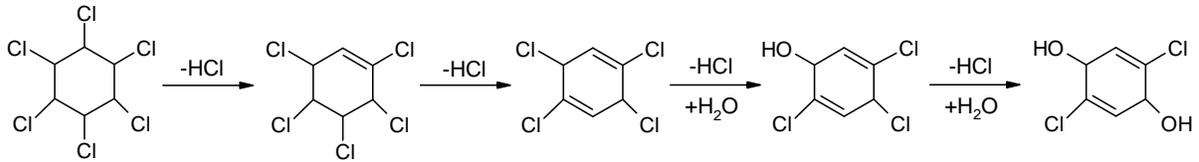
Fuente: Fetzner, 1998

Se cree también que la deshalogenación oxidativa es el resultado de la eliminación espontánea de un ion haluro de un halohidrina inestable, que se genera en la monooxigenación de un sustrato halogenado (Fetzner, 1998).

### 3.1.3.2 Deshidrodeshalogenación

Este mecanismo conlleva la formación de un doble enlace debido a la eliminación de HCl de un sustrato orgánico halogenado. Este mecanismo se observa en los dos primeros pasos de la degradación de lindano ( $\gamma$ -hexaclorociclohexano) por *Pseudomonas paucimobilis* catalizada con una deshidrodeshalogenasa. En la Figura 3.2 se muestra la deshalogenación

de la molécula de lindano por el mecanismo de deshidrodeshalogenación (Heinz y Unversucht, 2003).



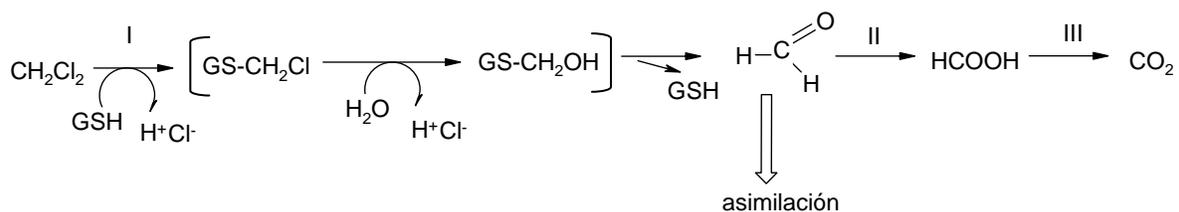
**Figura 3.2 Ejemplo de deshidrodeshalogenación**

Fuente: Heinz y Unversucht, 2003

### 3.1.3.3 Deshalogenación por sustitución

- ✓ **Tiolítica**
- ✓ **Hidrolítica**
- ✓ **Sustitución intramolecular**

**Tiolítica.** La deshalogenación tiolítica consiste en el desplazamiento nucleofílico de un átomo de halógeno por una molécula de glutatión que, posteriormente, será a su vez desplazada por una reacción mediada por el mismo sistema enzimático. En la Figura 3.3 se presenta la deshalogenación tiolítica de diclorometano. La descloración de diclorometano (DCM) por las bacterias metilotróficas facultativas es catalizada por glutatión S-transferasas, la cual forma cloruro y S-clorometilglutatión. Este intermediario inestable es hidrolizado a glutatión, cloruro y formaldehído, el cual es el metabolito central del crecimiento metilotrófico (Leisinger *et al.*, 2004).

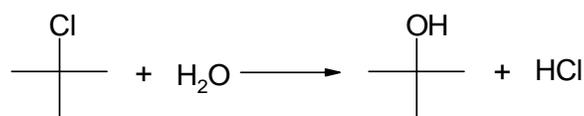


**Figura 3.3 Ejemplo de deshalogenación tiolítica**

**I, Diclorometano deshalogenasa; II, formaldehído deshidrogenasa; III formato deshidrogenasa**

Fuente: Leisinger *et al.*, 2004

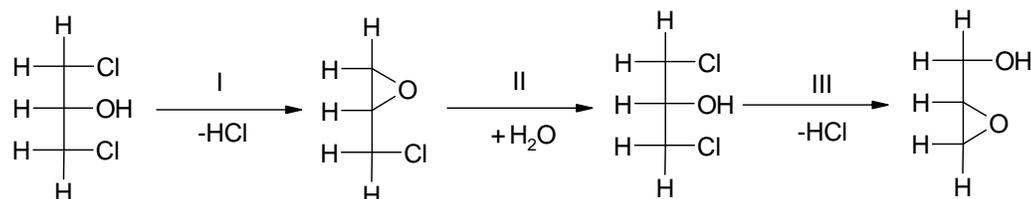
**Hidrolítica.** En las reacciones de la deshalogenación hidrolítica, el halógeno es desplazado por el agua en una reacción de sustitución nucleófila. La 2 haloácido deshalogenasa cataliza una sustitución del halógeno con el agua como nucleófilo dando lugar a la formación de un alcohol. Como se observa en la Figura 3.4, en las reacciones de deshalogenación hidrolítica, el halógeno es desplazado por agua en una reacción de sustitución nucleofílica (Heinz y Unversucht, 2003).



**Figura 3.4 Ejemplo de deshalogenación hidrolítica**

Fuente: Heinz y Unversucht, 2003

**Sustitución intramolecular.** El desplazamiento nucleófilo intramolecular de un halógeno por un grupo hidroxilo vecino catalizada por haloalcoholes deshalogenasas. Estas enzimas también pueden catalizar la reacción inversa, la halogenación de los epóxidos a alcoholes halogenados. En la Figura 3.5 se observa el mecanismo de sustitución intramolecular.



I y III. haloalcohol deshalogenasa

II. epóxido hidrolasa

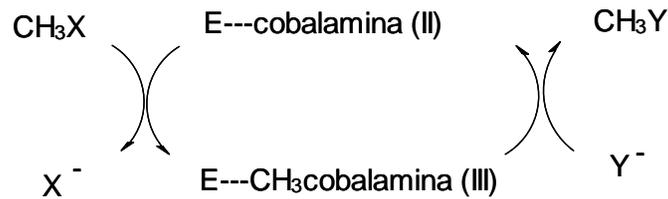
**Figura 3.5 Ejemplo de deshalogenación por sustitución intramolecular**

Fuente: Kasai *et al.*, 1990

Por este mecanismo Kasai *et al* (1990) han propuesto la degradación de 1,3-dicloro-2-propanol por medio de *Pseudomonas sp.* AD1. La vía degradativa del 1,3-dicloro-2-propanol, con la acción de haloalcoholes deshalogenas y epóxido hidrolasas es finalmente convertido en glicerol.

### 3.1.3.4 Deshalogenación por transferencia de metilo

La deshalogenación por transferencia de metilo fue encontrada en bacterias aerobias y anaerobias metilotróficas estrictas usando clorometano o diclorometano como única fuente de carbono. Coulter *et al.* (1999) describieron una metiltransferasa que contiene un átomo de cobalto con un enlace corrinoide; en el estado activo la cobalamina (II) es oxidada a la cobalamina (III) por metilación de un halometano y es reducido por desmetilación de un grupo aceptor de metilo el cual puede ser un haluro o un ión de bisulfito (Heinz y Unversucht, 2003).



**Figura 3.6 Ejemplo de deshalogenación por transferencia de metilo**

X<sup>-</sup> y Y<sup>-</sup> pueden ser Cl, Br, I o HS

Fuente: Heinz y Unversucht, 2003

Una clorometano-deshalogenasa, la cual es inducida por clorometano, transfiere el grupo metilo de su sustrato en tetrahidrofolato, produciendo metiltetrahidrofolato y el ión cloruro. El metabolismo posterior del metiltetrahidrofolato a acetato es por medio de las rutas de reacciones de Acetil-CoA (Fetzner, 1998).

### 3.1.3.5 Deshalogenación reductiva

La deshalogenación reductiva inicial es el paso crucial para el metabolismo de compuestos altamente clorados tales como dibenzodioxinas policloradas (PCDD, por sus siglas en inglés) y dibenzofuranos policlorados (PCDF, por sus siglas en inglés), hexaclorobenceno, tetracloroetano (PCE, por sus siglas en inglés) o bifenilos policlorados (PCB, por sus siglas en inglés) altamente clorados. Las clases de compuestos que han sido reportados someterse a la deshalogenación reductiva incluyen alquilos y alquenos de haluros (por ejemplo, triclorometano, PCE, TCE), 1,2-dicloropropano, haluros de arilo (por ejemplo, PCB, clorobencenos, cloroanilinas, clorofenoles, clorobenzoatos), PCDD, PCDF y algunos

plaguicidas haloorgánicos. Sin embargo un número de compuestos heterocíclicos clorados parecen resistirse a la descloración reductiva y la mineralización anaerobia (Fetzner, 1998).

La reducción de bencenos altamente clorados bajo condiciones anaerobias conduce a la formación de clorobencenos menos clorados y a la liberación de iones cloruro y protones en el medio (Adrian y Görish, 2002). La deshalogenación reductiva de clorobencenos está acompañada por un cambio negativo en la energía libre de Gibbs. Utilizando el hidrógeno como el donador de electrones el cambio en la energía libre bajo condiciones estándar ( $\Delta G^{0'}$ ) va de -171.4 kJ/mol para hexaclorobenceno hasta -139.6 kJ/mol para MCB. La energía que puede ser recuperada de la deshalogenación reductiva de clorobenceno es por lo tanto comparable con la energía obtenida por la reducción de nitrato a nitrito (Dolfing y Harrison, 1993).

Ramanand *et al.* (1993) evaluaron la biodegradación de una mezcla de HCB, pentaclorobenceno (PCB) y 1,2,4-TCB en un suelo lodoso bajo condiciones metanogénicas. Las concentraciones de los clorobencenos fueron de 50  $\mu\text{M}$  de HCB, 100  $\mu\text{M}$  de PCB y 1,400  $\mu\text{M}$  de 1,2,4-TCB. La transformación del 1,2,4-TCB procedió en gran medida a través de 1,4-DCB y en menor proporción a través de 1,3-DCB. A pesar de la alta concentración de 1,2,4-TCB en la mezcla, este compuesto fue transformado más rápidamente que el HCB y el PCB. Esta rápida declinación pudo deberse a que el 1,2,4-TCB es más soluble en agua que los otros dos y, por lo tanto, se encuentra disponible de manera más fácil para los microorganismos.

Masunaga *et al.* (1996) examinaron la deshalogenación reductiva de doce clorobencenos en un sedimento estuarino anaerobio. Se estimaron las constantes de velocidad de reacción obtenidas a partir de los datos cinéticos. Los valores oscilaron entre 0.0016 y 0.0389  $\text{d}^{-1}$ . Las constantes de velocidad estimadas para 1,3-DCB y 1,4-DCB fueron un orden de magnitud más bajos que las de las demás especies de clorobencenos. Los autores presentan también las rutas de deshalogenación, donde el 1,2,4-TCB al deshalogenarse tiene una contribución de isómeros de DCB de la siguiente forma: en un 10% EL 1,2-DCB, 3% en 1,3-DCB, y un 60% para el 1,4-DCB; de los cuales los últimos 2 presentan una

acumulación. La suma de las diferentes vías no explica la pérdida total del 1,2,4-TCB, lo cual conduce a la especulación de que puede haber otras vías además de la deshalogenación. En comparación, la vía de deshalogenación del 1,2-DCB tiene un aporte del 100% del MCB como intermediario de transformación.

Pavlostathis y Prytula (2000), citan la vía predominante de la deshalogenación reductiva microbiana del HCB, la cual es: HCB → pentaclorobenceno (PeCB) → 1,2,3,5-tetraclorobenceno (1,2,3,5-TeCB) → 1,3,5-triclorobenceno (1,3,5-TCB). Usualmente el 1,3,5-TCB se acumula, aunque puede ser posteriormente reducido vía 1,3-diclorobenceno (1,3-DCB) a monoclorobenceno o incluso benceno. En el mismo estudio se hicieron pruebas en lote de la deshalogenación reductiva del HCB utilizando un sedimento enriquecido con un cultivo mixto proveniente de un estuario contaminado. En las pruebas el sedimento rápidamente redujo el HCB a los isómeros de TCB y DCB. Sin embargo, el cultivo mixto no fue capaz de deshalogenar ninguno de los tres isómeros de DCB en las pruebas cortas. Esto aparentemente se debe a la baja concentración de DCB (principalmente 1,3-DCB) que pueden proveer condiciones desfavorables para las especies presentes en el cultivo mixto.

La deshalogenación reductiva de los isómeros de triclorobenceno fue obtenida en columnas empacadas con sedimento anaerobio. En primera instancia se removió el isómero 1,2,3-TCB, posteriormente el 1,2,4-TCB y finalmente el 1,3,5-TCB. Los triclorobencenos fueron convertidos principalmente a 1,3 y 1,4-DCB con trazas de 1,2-DCB. En pruebas individuales de los compuestos 1,3,5-TCB Y 1,2,3-TCB se formó 1,3-DCB y de 1,2,4-TCB se obtuvo 1,4-DCB; el compuesto 1,2-DCB no se formó en estas pruebas. Por medio de este estudio también se logró identificar que los isómeros 1,3 y 1,4-DCB fueron transformados sólo después de la eliminación casi completa del 1,2-DCB (Bosma *et al.*, 1988).

Fung *et al.* (2009) demostraron la deshalogenación reductiva de los tres isómeros de DCB a MCB en microcosmos construidos. El isómero 1,2-DCB fue utilizado más rápidamente mientras que el 1,4-DCB se deshalogenó de manera más lenta. En pruebas realizadas con

subsecuentes dosis de DCB fueron consumidas más rápidamente que las iniciales, lo cual evidencia que la deshalogenación de DCB a MCB es un proceso relacionado con el desarrollo o “crecimiento”. Durante la investigación se produjeron grandes cantidades de benceno ( $5000 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ) a partir de la deshalogenación de los isómeros de DCB y del MCB. La deshalogenación del MCB fue considerablemente más lenta que de los isómeros 1,2- o 1,3-DCB e incluso en algunas pruebas no hubo deshalogenación a menos que fuera adicionada una dosis inicial de diclorobencenos.

#### ✓ Como proceso cometabólico

Muchas bacterias metanogénicas, acetogénicas, sulfatorreductoras y hierroreductoras desarrollan una deshalogenación cometabólica sin ningún beneficio para los organismos. Las actividades cometabólicas han sido encontradas principalmente en haloalcanos. La reducción del tetraclorometano por *Escherichia coli* K12 bajo condiciones de respiración de fumarato y por la desnitrificación de la cepa *Pseudomonas sp.* KC, así como la descloración de tetraclorometano por *Shewanella putrefaciens* 200 probablemente son procesos cometabólicos que son mediados por los transportadores de electrones de las cadenas respiratorias de transporte de electrones (Fetzner, 1998).

La conversión de 1,2,4-TCB a DCB y MCB fue detectada en muestras provenientes del contenido intestinal de ratas y se aislaron diversas especies anaerobias-facultativas de *Staphylococcus*. Sin embargo, estas bacterias deshalogenaron el TCB a un grado muy limitado (<1%) y a bajas tasas ( $6.8 \text{ nmol/mg}$  células en masa seca con 24 h de incubación) indicando cometabolismo en lugar de transformación metabólica (Tsuchiya y Yamaha, 1984).

#### ✓ Como un proceso respiratorio

Diversas cepas bacterianas que han sido aisladas acoplan la descloración reductiva al metabolismo energético. Las tasas de deshalogenación metabólica en general son de varios órdenes de magnitud mayores que las cometabólicas. Las tasas de deshalogenación de tetracloroetano en un proceso cometabólico por *Methanosarcina sp.* fue de  $3.5 \times 10^{-5} \mu\text{mol}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{mg}$  proteína<sup>-1</sup> (Holliger y Schumacher, 1994) y, en un proceso metabólico por

*Dehalospirillum multivorans* fue de  $3 \mu\text{mol}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{mg proteína}^{-1}$  (Scholtz-Muramatsu *et al.*, 1995). Gran parte de la deshalogenación reductiva en el medio ambiente se piensa que es catalizada por bacterias anaerobias que crecen con un compuesto alifático o aromático halogenado como aceptor de electrones. El primer microorganismo aislado en este campo fue la bacteria sulfatorreductora *Desulfomonile tiedjei*, la cual usa formato o  $\text{H}_2$  como donador de electrones y 3-clorobenzoato como aceptor final de electrones en un proceso respiratorio.

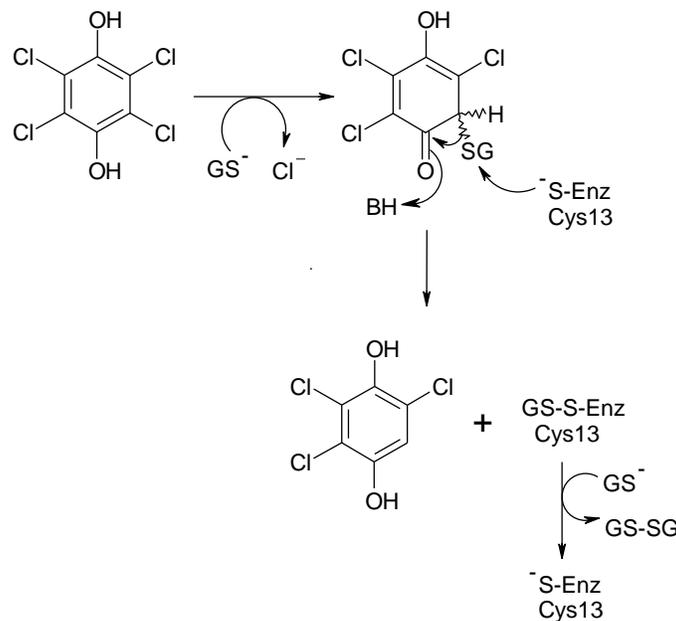
Adrian *et al.* (2000) aislaron un cultivo puro (*Dehalococcoide* CBDB1) capaz de realizar la deshalogenación reductiva de clorobenzenos. La cepa CBDB1 es una bacteria altamente especializada que estequiométricamente deshalogena 1,2,3-TCB, 1,2,4-TCB, 1,2,3,4-tetraclorobenceno (TeCB), 1,2,3,5-TeCB y 1,2,4,5-TeCB a diclorobenzenos o 1,3,5-TCB. La presencia de clorobenceno como aceptor de electrones e hidrógeno como donador es esencial para el crecimiento e indica que la cepa CBDB1 cumple con sus necesidades energéticas mediante un proceso deshalorrespiratorio.

Hölscher *et al.* (2003) demostraron la deshalogenación reductiva enzimática de tri-, tetra-, penta- y hexaclorobenzenos. La deshalogenación fue demostrada en extractos de célula con baja concentración de proteína en la etapa anaerobia de bacterias de la especie *Dehalococcoides*. La deshalogenación reductiva se llevó a cabo mediante la obtención de productos derivados de la deshalogenación. Se obtuvo la actividad específica de la enzima 1,2,3 TCB deshalogenasa de este cultivo.

#### ✓ Vinculada al metabolismo del carbono

Las reacciones de deshalogenación reductivas no se limitan a las bacterias anaerobias estrictas. La bacteria púrpura sin azufre *Rhodospirillum rubrum*, así como las bacterias *R. photometricum* y *Rhodopseudomonas palustris* crecieron fototróficamente sobre ácidos halocarboxílicos C2 y C3 en ausencia de oxígeno. La remoción reductiva de los sustituyentes halógenos es seguida por la asimilación de los correspondientes ácidos carboxílicos (McGrath y Harfoot, 1997).

La tetraclorohidroquinona (TCHQ) deshalogenasa se encuentra en las cepas de *Sphingomonas chlorophenolica*, una bacteria del suelo Gram negativa aislada de suelos altamente contaminados con pentaclorofenol. Esta bacteria degrada el pentaclorofenol a CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, y Cl<sup>-</sup>. Después de la conversión de pentaclorofenol a TCHQ por hidroxilasa pentaclorofenol, la TCHQ deshalogenasa cataliza dos sucesivas deshalogenaciones reductivas para convertir la TCHQ primero en triclorohidroquinona (TriCHQ) y luego a 2,6-diclorohidroquinona (DCHQ) (Figura 3.7). Los equivalentes reducidos para cada etapa proporcionan dos moléculas de glutatión (GSH) (McCarthy *et al.*, 1997).



**Figura 3.7 Ejemplo de deshalogenación vinculada al metabolismo del carbono**  
Fuente: McCarthy *et al.*, 1997

### 3.2 Tratamiento biológico

Los sistemas de tratamiento biológico se pueden dividir en dos grandes grupos, procesos con biomasa suspendida y los de biomasa fija o inmovilizada sobre un soporte. Los procesos de biomasa fija ofrecen mayores ventajas sobre los sistemas de biomasa suspendida para el tratamiento de agua residual que contiene compuestos tóxicos. Una de las ventajas es el inherente aumento en los tiempos de retención de sólidos (TRC) con respecto a los tiempos de residencia hidráulica (TRH) lo que confiere al proceso una mayor eficacia (Speece, 1996).

Los reactores anaerobios de biomasa fija difieren por el tipo de empaque usado y su grado de expansión (Metcalf y Eddy, 2003).

### **3.2.1 Procesos con biomasa fija**

En 1869, Sir Edward Frankland comenzó los estudios del desempeño de la filtración de aguas residuales de Londres, en columnas de laboratorio empacadas con varias combinaciones de grava gruesa y turba. Este experimento fue la primera prueba que la filtración intermitente es un tratamiento efectivo para el agua residual. El concepto del flujo de aguas residuales a través de algunos materiales naturales para su tratamiento es la base de los procesos de biomasa fija, también conocidos como película fija (Pipeline, 2004).

Entre las principales ventajas de los procesos de biomasa fija comparados con los procesos de biomasa suspendida son los más bajos requerimientos de energía, una operación más sencilla, no hay problemas de expansión de la biomasa, menos mantenimiento, entre otros. En el tratamiento de aguas residuales, los procesos de biomasa fija son muy eficaces para la remoción de contaminantes medidos como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrificación y desnitrificación. Algunas de las desventajas se reflejan en un funcionamiento pobre en temporadas frías, y posibles problemas de olores (Metcalf y Eddy, 2003).

A pesar de que los sistemas de biomasa fija son mecánicamente más sencillos que los de biomasa suspendida, son más difíciles en su modelación por varias razones. La primera, tanto el donador como el aceptor de electrones deben ser transportados hacia la biopelícula para llevarse a cabo la reacción. Esto significa que los modelos de remoción de sustrato son más complicados. Segunda, aunque se supone que el flujo sigue un comportamiento de tipo laminar como en la mayoría de los modelos, en realidad, el patrón de flujo es bastante complejo independientemente del tipo de empaque. Tercera, la biodiversidad bacteriana que compite por nutrientes y espacio en la biopelícula, en lugar de estar homogéneamente distribuida como en los sistemas de biomasa suspendida va cambiando con respecto de la distancia. Esto es, la biopelícula no está uniformemente distribuida sobre todo el empaque,

más bien la distribución depende tanto de los patrones de flujo como de la concentración del sustrato en dichos patrones. Esto conlleva a que la modelación y el entendimiento de los sistemas de biomasa fija sean más complejos que los de biomasa suspendida (Grady y Lim, 1980; Ojeda-Berra *et al.*, 2010).

### **3.2.2 Procesos aerobios con biomasa fija**

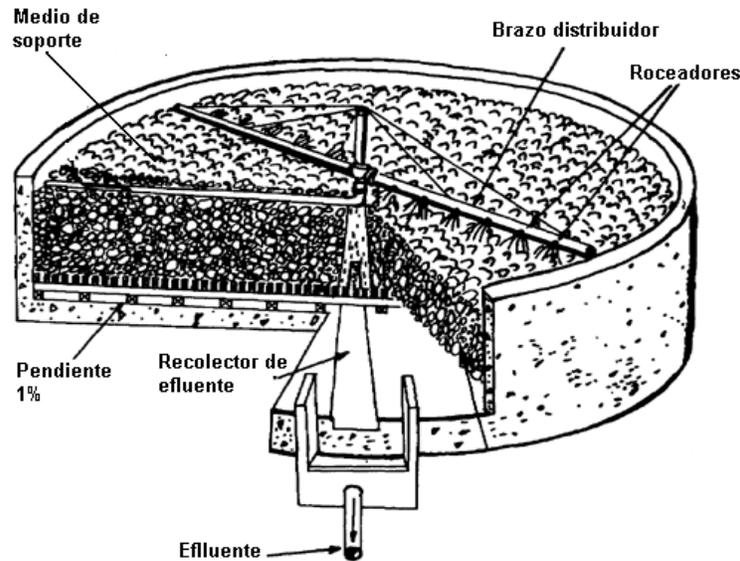
Los procesos aerobios de biomasa fija pueden ser agrupados en tres clases generales: (1) Procesos con un lecho no sumergido (biofiltros percoladores), (2) Procesos híbridos con desarrollo microbiano suspendido y fijo, y (3) Procesos con lecho sumergido.

#### **3.2.2.1 Biofiltros percoladores**

Los biofiltros percoladores representan el arreglo más significativo de los sistemas aerobios con biomasa fija (Figura 3.8). En estos sistemas, el agua residual percola a través de un medio de soporte en una torre aireada. El tratamiento del agua residual se lleva a cabo por el crecimiento de microorganismos adheridos y atrapados en el medio de soporte. Los filtros percoladores son aerobios y son utilizados para oxidar la materia orgánica biodegradable, la cual es la responsable de formar la biomasa. La biopelícula que se desarrolla en el medio de soporte contiene los microorganismos para la biodegradación de los sustratos a ser removidos del agua residual (Grady y Lim, 1980).

El espesor de la biopelícula puede alcanzar profundidades de hasta 10 mm. El material orgánico proveniente del líquido es absorbido dentro de la biopelícula. En las porciones externas de la biopelícula (0.1 a 0.2 mm), el material orgánico es degradado por microorganismos aerobios. Como los microorganismos se reproducen, el espesor de la biopelícula aumenta, el oxígeno es consumido antes de que pueda penetrar todo el espesor, y un ambiente anaerobio se establece cerca de la superficie del medio de soporte. A medida que aumenta la biopelícula en espesor, el sustrato en el agua residual es utilizado antes de que pueda penetrar a lo más profundo de la biopelícula. Las bacterias más cercanas al medio de soporte entran en un estado endógeno y pierden su habilidad de aferrarse a la

superficie del empaque. El líquido entonces lava la biopelícula y una nueva generación de microorganismos empieza a proliferar (Metcalf y Eddy, 2003).

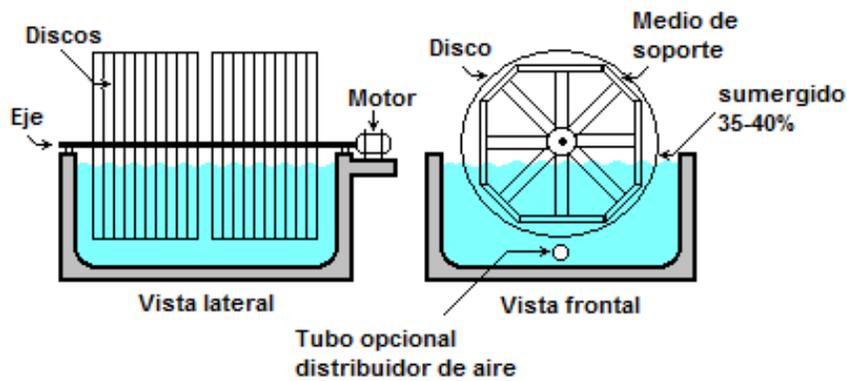


**Figura 3.8 Filtro percolador**

### 3.2.2.2 Procesos híbridos con desarrollo microbiano suspendido y fijo

En el caso de estos procesos, los biodiscos rotatorios son característicos de los procesos híbridos (Figura 3.9). Los reactores rotatorios constan de discos espaciados muy estrechamente sobre un eje común horizontal ubicado muy cerca o tocando la superficie del líquido en un tanque largo y estrecho. El eje es rotado a una velocidad constante, permitiendo así que cualquier punto del disco se encuentre alternadamente sumergido en el líquido o expuesto en la atmósfera. Cuando el agua contiene materia orgánica, nitrógeno y otros nutrientes que fluyen a través del biorreactor, los microorganismos consumen los sustratos y se desarrollan adheridos a los discos en forma de biopelícula. El movimiento de rotación imparte una fuerza de corte a la biopelícula, manteniendo relativamente constante su espesor removiendo las células generadas por consumo del sustrato. La turbulencia generada por la rotación transfiere oxígeno al líquido y mantiene los microorganismos desprendidos en suspensión (Grady y Lim, 1980; Durán-Domínguez-de-Bazúa, 1987).

La mayoría de los discos son fabricados de polietileno de alta densidad o de espuma de poliestireno y son usualmente rígidos u ondulados para aumentar el área superficial disponible. Estos sistemas deben ser diseñados cuidadosamente para evitar la proliferación excesiva de la biopelícula y los problemas de desprendimiento, lo que puede llevar al fallo de las partes mecánicas de la unidad de tratamiento. Los biodiscos rotatorios se pueden arreglar en una variedad de formas dependiendo de las características específicas de los efluentes y el diseño del sedimentador secundario y pueden ser diseñados específicamente para la eliminación de la DBO y la nitrificación (Pipeline, 2004).



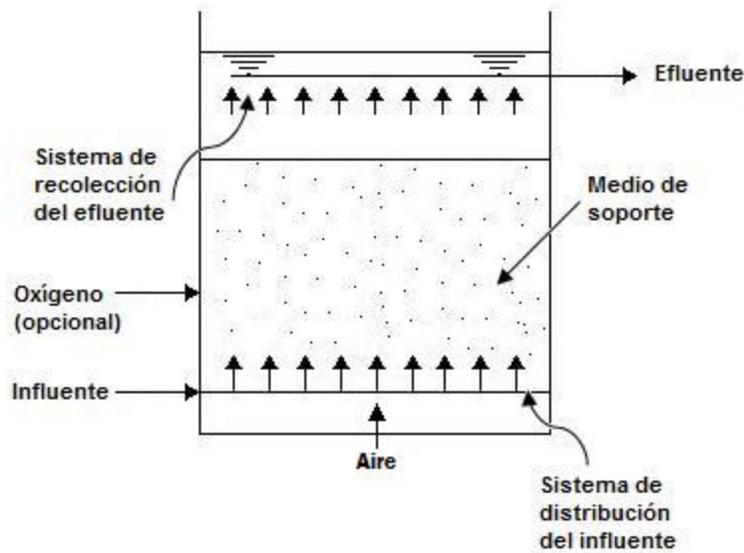
**Figura 3.9 Disco rotatorio**

La complejidad en las características físicas e hidrodinámicas requiere que el diseño de los discos rotatorios esté basado en información generada en plantas piloto y escala real (Metcalf y Eddy, 2003).

### 3.2.2.3 Procesos con lecho sumergido

En la Figura 3.10 se muestra un diagrama esquemático de reactor con lecho sumergido (RLS). Sus componentes primarios son el reactor, el medio de soporte para el desarrollo de la biopelícula, el sistema de distribución del influente y el sistema de recolección del efluente. El influente es introducido al biorreactor propiciando la proliferación de la biomasa sobre el medio de soporte, removiendo así materia orgánica soluble y oxidando el nitrógeno amoniacal. Los tipos de microorganismos que se desarrollan dependen de la composición del agua residual y de las condiciones ambientales dotadas en el biorreactor.

El flujo puede ser ascendente, descendente u horizontal a través del medio, además pueden emplearse una amplia variedad de medios de soporte para estos procesos. El efluente es recirculado en algunos casos para mantener las velocidades de flujo requeridas para el sistema. Una característica muy significativa del medio de soporte en todos los RLS es su alta área específica superficial, más alta que las áreas específicas superficiales de los filtros percoladores y los biodiscos rotatorios. Este aspecto sugiere que los RLS pueden retener más biomasa, permitiendo así menores tiempos de residencia hidráulica (TRH) lo que, de hecho, ha sido su principal característica (Grady y Lim, 1980).



**Figura 3.10** Proceso sumergido de biomasa fija

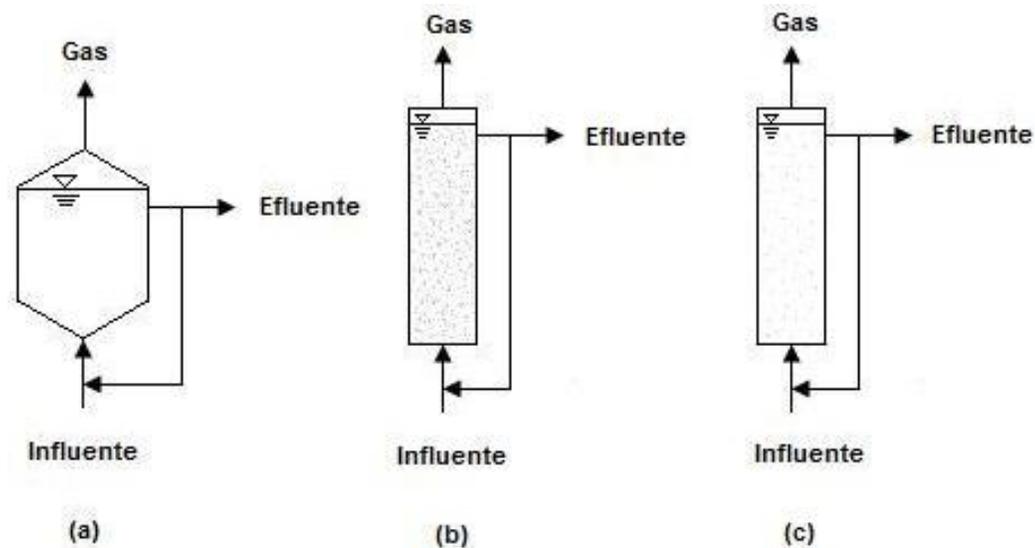
Los microorganismos heterótrofos se desarrollan en este tipo de sistemas si en el agua residual se encuentra presente materia orgánica biodegradable, pero el tipo de metabolismo que presenten dependerá del aceptor final de electrones. Un metabolismo aerobio predominará si se suministra al sistema oxígeno, ya sea disuelto en el agua residual o transferido hacia el biorreactor por medio de aire u oxígeno puro. La desnitrificación ocurrirá si no se suministra oxígeno pero se encuentra presente  $N-NO_3$  (nitrógeno como nitratos) (Grady y Lim, 1980).

### 3.2.3 Procesos anaerobios con biomasa fija

Los procesos anaerobios de biomasa fija difieren entre sí por el tipo de empaque utilizado así como por el grado de expansión del lecho. En la Figura 3.11(a) se muestra un reactor

anaerobio empacado; que contiene un medio inerte, así como un sistema para una distribución uniforme del agua residual en la parte inferior del lecho. A velocidades de flujo bajas el agua residual sufre una caída de presión, pero como las tasas de flujo se incrementan, la caída de presión eventualmente al final se hace igual a la suma de los sólidos por unidad de área del lecho. Si el medio se encuentra fluyendo libremente, un incremento en la velocidad ascendente causa la expansión del lecho y la caída de presión será igual a la masa/ área de lecho. A este sistema se le denomina, reactor anaerobio de lecho expandido, Figura 3.11 (b). Un incremento adicional en la velocidad ascendente causará un ensanchamiento adicional del lecho y la porosidad aumentará lo suficiente para que las partículas sólidas se muevan libremente. En este caso se habla de un reactor anaerobio de lecho fluidificado, Figura 3.11 (c).

Por lo anterior, los principales sistemas son: (1) Reactor anaerobio empacado, (2) reactor anaerobio de lecho expandido, y (3) reactor anaerobio de lecho fluidificado; los cuales se describirán brevemente.



**Figura 3.11 Procesos anaerobios ascendentes de biomasa fija:**  
**a) Reactor anaerobio empacado; b) reactor anaerobio de lecho expandido;**  
**b) reactor anaerobio de lecho fluidificado**

### 3.2.3.1 Reactor anaerobio empacado

La alimentación de estos reactores es de forma ascendente o descendente. Su configuración puede ser cilíndrica o rectangular. La ubicación del material de empaque puede ser de toda la profundidad del reactor o para diseños híbridos del 50 al 70%. Los materiales de empaque más comunes son plásticos corrugados, módulos tubulares y anillos plásticos (Metcalf y Eddy, 2003).

Gran parte de la biomasa responsable del tratamiento de estos reactores está adherida al material de empaque, pero también hay biomasa en los espacios vacíos de empaque. La velocidad de alimentación generalmente es baja para prevenir el lavado de la biomasa. Con el paso del tiempo de operación, la biomasa y los sólidos se acumularán en el empaque causando taponamiento y problemas de flujo a través del empaque. En este punto, los sólidos deben ser removidos por un lavado y el posterior drenado del empaque (Metcalf y Eddy, 2003).

La ventaja de un reactor anaerobio empacado es la posibilidad de aplicar altas cargas orgánicas en un volumen relativamente pequeño de reactor y de operación simple. Las principales limitaciones son los costos del material de empaque y los problemas operacionales y mantenimiento asociados con acumulación de sólidos y posibles taponamientos del empaque.

Canul (2006) realizó un estudio para determinar la remoción y/o biotransformación de compuestos clorados (dicloroetano, tricloroetileno, tetracloruro de carbono, entre otros) mediante degradación anaerobia en biofiltros, seguido por reactores de biomasa suspendida, tipos lodos activados. Las cargas orgánicas empleadas fueron de 0.58 a 1.82 kg·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> donde los biofiltros alcanzaron remociones de DQO de 80 al 95% para tratamiento únicamente con ellos. Sin embargo, para el 1,2-dicloroetano sólo se alcanzaron remociones alrededor del 50% y del 83 al 99.6% para 1,1,1-tricloroetano, tricloroetileno y tetracloruro de carbono. En el caso de los compuestos clorados con el sistema acoplado anaerobio-aerobio se remueven por completo, alcanzando remociones mayores del 95% para DQO.

Mijaylova *et al.* (2006) emplearon biofiltros anaerobios de lecho empacado para tratar agua residual de la industria química orgánica. El agua residual con una alta DQO (20-45 g·L<sup>-1</sup>) fue sometida a biofiltración anaerobia con medios de soporte de escoria volcánica o tezontle<sup>1</sup> y carbón activado granular, CAG. Se alcanzaron remociones de DQO de 95% con una COV de 1.7 kg DQO<sub>t</sub>·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> para el biofiltro con tezontle y de 13.3 kg DQO<sub>t</sub>·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> para el biofiltro con CAG. Para una remoción del 80% se obtuvieron con el filtro de tezontle a una COV de 4.5 y de 26.5 kg DQO<sub>t</sub>·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> para el biofiltro con CAG. Se pudo observar que el uso del CAG como material de soporte permitió mayores tasas de biodegradación que el tezontle e hizo que los biofiltros fueran más resistentes al aumento de compuestos orgánicos, efectos inhibitorios y la toxicidad.

Como se puede observar de los trabajos anteriores el medio de soporte juega un papel muy importante en el biodegradación y biotransformación de la materia orgánica así como de los compuestos específicos (Show y Tay, 1998).

### 3.2.3.2 Reactor anaerobio de lecho expandido

En este tipo de reactores el material de empaque por lo general es de sílice en forma de arena fina con un diámetro de 0.2 a 0.5 mm y una gravedad específica de 2.65. En el proceso de operación, el lecho se encuentra expandido en un 20% cuando se utiliza una velocidad ascendente de 2 m/h. El material de empaque mientras más pequeño sea proporciona una mayor área superficial por unidad de volumen, por lo que teóricamente hay mayor área para el desarrollo de la biomasa (Metcalf y Eddy, 2003).

La mayoría de las aplicaciones de los reactores anaerobios de lecho expandido han sido para el tratamiento de aguas residuales domésticas.

### 3.2.3.3 Reactor anaerobio de lecho fluidificado

El diseño y operación del reactor anaerobio de lecho fluidificado es muy parecido al reactor

---

<sup>1</sup>Tezontle, palabra de origen náhuatl o azteca, de tetl, piedra y tzontli, cabellera, piedra ligera como el cabello (Cabrera, 2002)

anaerobio de lecho expandido. Sin embargo, difieren de manera significativa en la velocidad de alimentación ascendente; el reactor anaerobio de lecho fluidificado opera a velocidades de alrededor de 20 m/h para proveer un 100% de expansión del lecho. Con frecuencia se lleva a cabo la recirculación de una parte del efluente para alcanzar la suficiente velocidad para la expansión completa del lecho (Metcalf y Eddy, 2003).

Entre los materiales de empaque para este tipo de reactores se encuentran la tierra de diatomeas, las resinas de intercambio aniónico y catiónico, y carbón activado. La captura de sólidos es mínima en este tipo de reactores debido a la turbulencia y la delgada biopelícula que se forma (Metcalf y Eddy, 2003).

### **3.3 Degradación anaerobia**

Los procesos de degradación anaerobia han sido tradicionalmente usados para el tratamiento de lodos de agua residual. En la actualidad hay un gran interés en el tratamiento anaerobio de aguas residuales como un proceso eficiente. Esto ha sido posible a través del mejor entendimiento de la microbiología de este proceso y a través del mejoramiento del diseño de los reactores.

La degradación anaerobia tiene muchas ventajas sobre los procesos aerobios:

1. La degradación anaerobia utiliza de manera fácil el  $\text{CO}_2$  disponible como aceptor de electrones. No requiere suministro de oxígeno, el cual incrementa sustancialmente el costo del tratamiento del agua residual.
2. La degradación anaerobia produce cantidades menores de lodo estabilizado.
3. La degradación anaerobia produce un gas útil, el metano. El biogás puede ser utilizado para proveer calor a los digestores o generar electricidad.
4. Hay una reducción en la energía requerida para el tratamiento del agua residual.
5. La degradación anaerobia es conveniente para aguas residuales industriales de alta carga.

6. Los sistemas anaerobios pueden degradar compuestos xenobióticos tales como hidrocarburos alifáticos clorados y compuestos naturales recalcitrantes tales como la lignina (Bitton, 2005).

Algunas desventajas de la degradación anaerobia son:

1. Es un proceso mucho más lento comparado con la degradación aerobia.
2. Es más sensible a la presencia de compuestos tóxicos.
3. El arranque de los procesos requiere de períodos largos.
4. En lo que concierne a la biodegradación de compuestos xenobióticos vía co-metabolismo, los procesos anaerobios requieren de concentraciones relativamente altas de sustratos primarios (Bitton, 2005).

En el metabolismo anaerobio los compuestos orgánicos generados internamente por descomposición de la materia orgánica, el bióxido de carbono, los nitritos y nitratos o los sulfatos se usan como aceptores finales de electrones en una serie de reacciones complejas en serie (Metcalf y Eddy, 2003).

El proceso metabólico se lleva a cabo en un ambiente reductor y en este proceso hay tres pasos que involucran la oxidación anaerobia. (1) Hidrólisis, (2) Biodegradación, (3) Metanogénesis.

**Hidrólisis y acidogénesis.** Es el primer paso esencial en la degradación anaerobia de polímeros complejos. Esta etapa es crucial debido a que la materia orgánica polimérica no puede ser utilizada por los microorganismos a menos que se descomponga a compuestos solubles los cuales pueden atravesar la membrana celular. Las macromoléculas que se hidrolizan son los lípidos, proteínas y carbohidratos (Pavlosthatís y Giraldo-Gómez, 1991).

Los productos solubles provenientes de la fase de la hidrólisis son metabolizados dentro de las células de bacterias degradadoras y son convertidos a diversos compuestos más simples que son excretados por las células (De Lemos, 2007). Los compuestos excretados incluyen

ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido láctico, dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y sulfuro de hidrógeno, además de nuevas células bacterianas.

**Acetogénesis.** Las bacterias acetogénicas son las responsables de la oxidación de los productos generados en la fase acidogénica en sustratos adecuados para los microorganismos metanogénicos. Los productos generados por las bacterias acetogénicas son ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono.

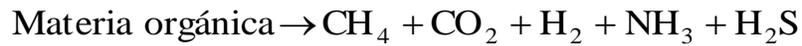
**Biodegradación.** Es el segundo paso. En estos procesos, los aminoácidos, azúcares y algunos ácidos grasos son degradados. Los sustratos orgánicos sirven como donadores y aceptores de electrones. Los productos principales de la fermentación son acetato, hidrógeno, CO<sub>2</sub>, propionato y butirato. Por lo tanto los productos finales de la biodegradación (acetato, hidrógeno y CO<sub>2</sub>) son los precursores de la formación de metano (metanogénesis) (Metcalf y Eddy, 2003).

**Metanogénesis.** El tercer paso es llevado a cabo por un grupo de organismos conocidos como metanógenos o arqueas. Hay dos grupos de este tipo de microorganismos involucrados en la producción de metano. Un grupo utiliza el acetato y lo convierte en metano y CO<sub>2</sub>. El segundo grupo usa el hidrógeno como donador de electrones y el CO<sub>2</sub> como aceptor de electrones para producir metano (Metcalf y Eddy, 2003).

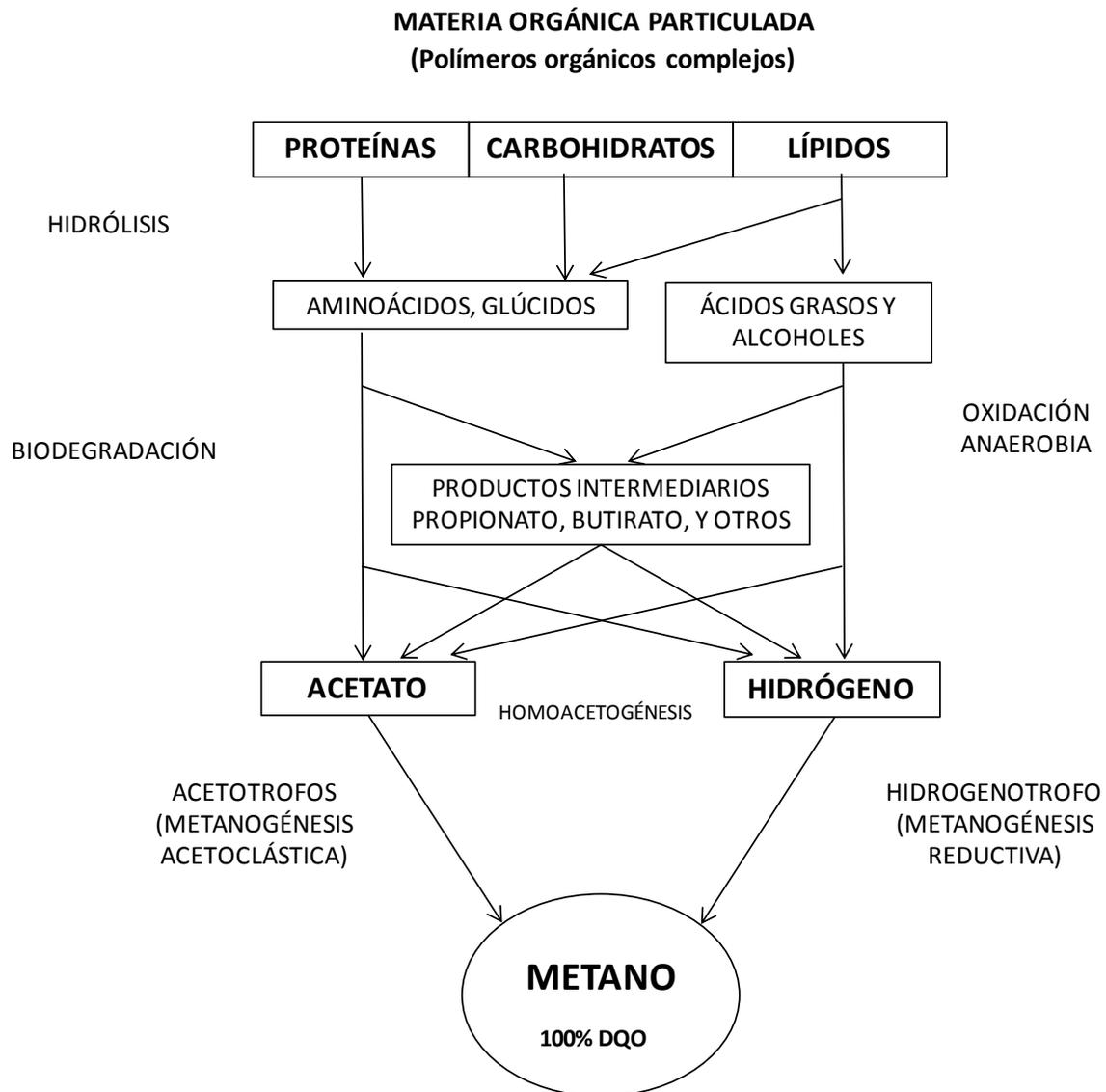
El esquema de la degradación anaerobia y los procesos que lo integran se presenta en la Figura 3.12.

### 3.3.1 Microbiología del proceso

Un consorcio de microorganismos, principalmente bacterias y metanógenos están involucrados en la transformación de compuestos complejos de alta masa molecular a metano. Además están implicadas en la degradación anaerobia las transformaciones sinérgicas entre los diversos grupos de microorganismos (Archer y Kirsop, 1991). La reacción general es la siguiente:



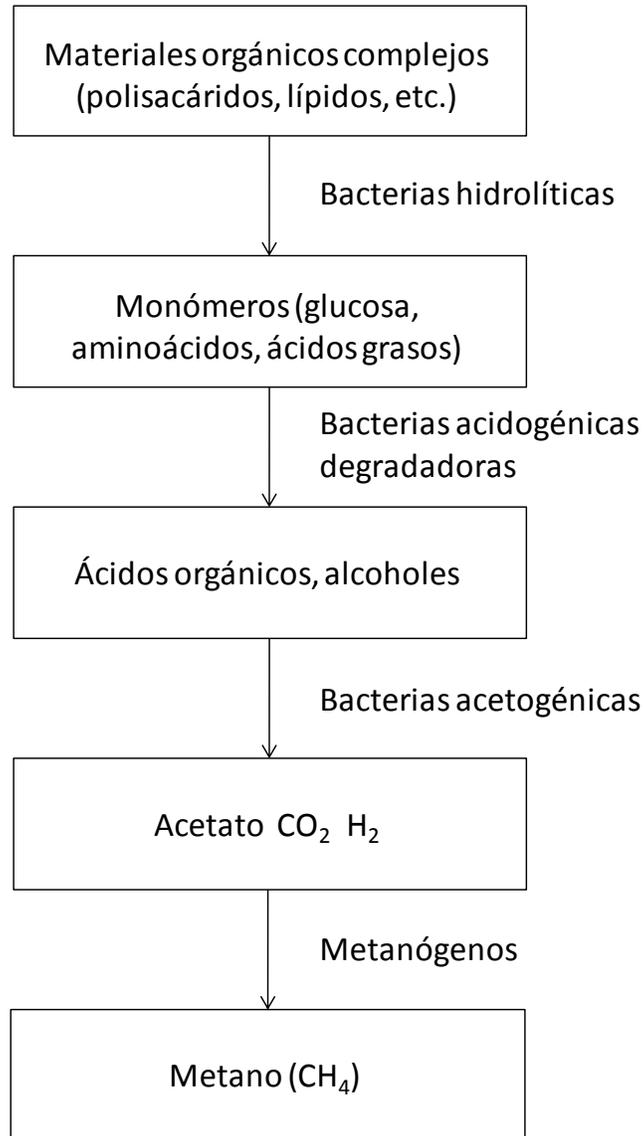
A pesar que algunos hongos y protozoos puedan ser encontrados en digestores o biorreactores anaerobios, las bacterias y metanógenos son indudablemente los microorganismos dominantes (Bitton, 2005).



**Figura 3.12 Degradación anaerobia**

Fuente: Bitton, 2005

Cuatro grandes categorías de microorganismos están involucrados en la transformación de materiales complejos a moléculas simples tales como metano y dióxido de carbono. Estos grupos microbianos operan en una relación sinérgica (Figura 3.13).



**Figura 3.13 Grupos de bacterias metabólicas involucradas en la degradación anaerobia (Archer y Kirsop, 1991)**

#### Grupo 1. Bacterias hidrolíticas

Consortio de bacterias anaerobias que rompen las moléculas orgánicas complejas en monómeros solubles. Los monómeros se encuentran directamente disponibles para el

siguiente grupo de bacterias. La hidrólisis de moléculas complejas es catalizada por enzimas extracelulares tales como celulasas, proteasas y lipasas (Bitton, 2005).

#### Grupo 2. Bacterias acidogénicas biodegradadoras

Las bacterias acidogénicas convierten glúcidos, aminoácidos y ácidos grasos a ácidos orgánicos (acético, láctico, butírico) alcoholes y cetonas, acetato, CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>. El acetato es el producto principal de la degradación de carbohidratos (Bitton, 2005).

#### Grupo 3. Bacterias acetogénicas

Las bacterias acetogénicas convierten ácidos grasos y alcoholes en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono, los cuales son utilizados por los metanógenos (Bitton, 2005).

#### Grupo 4. Metanógenos

La degradación anaerobia de materia orgánica en el ambiente libera aproximadamente 500 millones de toneladas de metano por año a la atmósfera, representando alrededor del 0.5 % de la materia orgánica derivada a partir de la fotosíntesis. Los metanógenos se encuentran naturalmente en sedimentos profundos y en el rumen de herbívoros. Los microorganismos metanogénicos proliferan lentamente en agua residual y sus tiempos de generación varían desde 3 días a 35°C hasta tan altos como 50 días a 10°C (Bitton, 2005).

### **3.3.2 Factores ambientales y de diseño en los procesos anaerobios**

Los procesos anaerobios son sensibles al pH y sustancias inhibitorias. La mayoría de los metanógenos funcionan en un rango de pH de 6.5 y 8.2 (Anderson y Yang, 1992; Speece, 1996). Un valor por debajo de 6.4 causa inhibición de la actividad metanogénica (Monnet, 2004). Las bacterias anaerobias pueden desarrollarse en un amplio intervalo de temperatura, sin embargo, el rango óptimo es de 25 a 35°C (Malina y Pohland, 1992). Debido a las altas concentraciones de CO<sub>2</sub> en los gases desarrollados en los procesos anaerobios, es necesaria una alta alcalinidad para asegurar el pH cercano al neutro. El rango de concentración de la alcalinidad es de 3000 a 5000 mg/L CaCO<sub>3</sub> (Metcalf y Eddy, 2003).

En lo que respecta a las consideraciones en el diseño de procesos anaerobios se mencionan algunos a continuación.

### **3.3.2.1 Características del agua residual**

Una amplia variedad de aguas residuales son tratadas mediante procesos anaerobios, entre las cuales se encuentran efluentes de sectores farmacéuticos, del papel, procesamiento del azúcar, domésticos, entre otros. Otros aspectos que deben ser considerados son la presencia de corrientes tóxicas, variaciones de flujo, concentraciones inorgánicas y variaciones de carga. Los procesos anaerobios son capaces de responder de manera rápida al suministro de agua residual después de períodos prolongados sin abastecimiento de sustrato.

### **3.3.2.2 Variaciones de flujo y carga orgánica**

Las variaciones en el caudal de alimentación y la carga orgánica pueden afectar el balance entre la biodegradación ácida y la metanogénesis en este tipo de tratamientos. Para sustratos solubles de fácil degradación, tales como glúcidos y almidones, las reacciones acidogénicas pueden acelerarse a altas cargas promoviendo la rápida generación de ácidos grasos volátiles (AGV) y concentraciones de hidrógeno y ocasionando la disminución del pH. Un bajo pH puede inhibir la actividad metanogénica.

### **3.3.2.3 Concentración orgánica y temperatura**

La carga de agua residual y la temperatura afectan de manera directa en los factores económicos y de viabilidad de los tratamientos anaerobios. El rango de la temperatura de los reactores debe ser de al menos 25 a 35°C para propiciar las reacciones biológicas óptimas así como la estabilidad del proceso. En el caso de utilizar el metano como fuente de calentamiento externo, las concentraciones de DQO deben ser superiores de 1,500 a 2,000 mg/L para suministrar suficiente metano.

En el caso de aplicarse bajas temperaturas a los reactores anaerobios generalmente implica una velocidad de reacción lenta así como prolongados tiempos de retención celular (TRC), volumen de reactor mayor, así como cargas orgánicas menores.

#### **3.3.2.4 Fracción de material orgánico no disuelto**

Las fracciones de material particulado así como disuelto deben tomarse en cuenta en la selección del reactor anaerobio. El agua residual con altas concentraciones de sólidos es tratada preferentemente en sistemas de biomasa suspendida más que en procesos de biomasa fija. Para tener una conversión mayor de materia orgánica particulada, pueden necesitarse mayores valores de TRC.

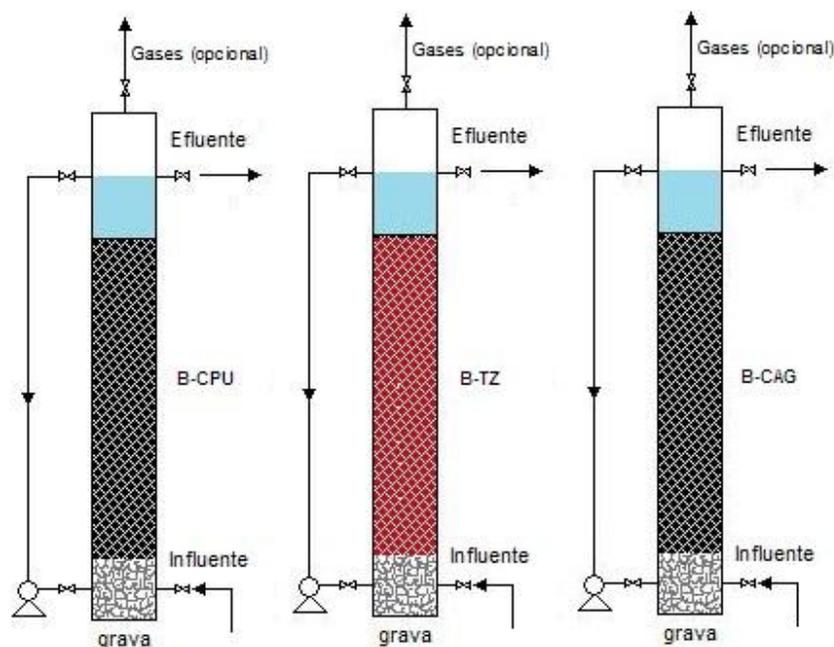
#### **3.3.2.5 Alcalinidad del agua residual**

Un contenido alto de  $\text{CO}_2$  implica que es necesaria una alta alcalinidad para mantener un pH cercano al neutro. El nivel de alcalinidad necesario se encuentra disponible escasamente en el influente del agua residual; sin embargo, puede ser generado por la degradación de proteínas y aminoácidos. Un control de pH por medio de reactivos químicos puede afectar significativamente en el costo del proceso.

## Capítulo 4. METODOLOGÍA

### 4.1 Descripción del sistema experimental

El sistema experimental estuvo constituido por 3 biofiltros, bombas para la alimentación del agua y de recirculación (Figura 4.1). Los 3 biofiltros se elaboraron de acrílico con un volumen efectivo (volumen total menos el ocupado por el empaque) de 4.2 litros (Figura 4.2). Los biofiltros tuvieron un diámetro interno de 10.2 cm y una altura de 81 cm. A partir de la base del biofiltro a una altura de 5 cm se ubicaron los tubos de alimentación y las entradas de la recirculación. En todos los tubos se instalaron válvulas para la regulación del flujo. El medio de soporte se encuentra apoyado sobre una cama de grava con una altura de 10 cm. El empaque de los biofiltros tuvo una altura de 51 cm a partir de la superficie de la grava. A una altura de 71 cm a partir de la base del biofiltro se ubicaron las salidas del efluente y de la recirculación. Todas las tuberías para el influente, el efluente y la recirculación fueron de 0.64 cm (1/4 de pulgada).



**Figura 4.1 Esquema del sistema experimental**

(B-CPU= Biofiltro empacado con cubos de poliuretano; B-TZ= biofiltro empacado con tezontle; B-CAG= biofiltro empacado con carbón activado granular)

Los tres biofiltros contaron con una tapa de sellado hermético para evitar contacto con el aire y asegurar condiciones anaerobias. Al centro de la tapa se ubicó un tubo con válvula de 0.64 cm (¼ de pulgada) destinados para la evacuación del biogás.

Para la alimentación del agua sintética de los tres biofiltros se utilizaron tres bombas peristálticas. De la misma manera, para la recirculación del agua residual se instalaron 3 bombas peristálticas.



**Figura 4.2 Biofiltros anaerobios**

## **4.2 Agua sintética**

El agua residual sintética estuvo conformada por una mezcla de compuestos organoclorados, un co-sustrato y nutrientes. Los compuestos organoclorados fueron monoclorobenceno, 1,2-diclorobenceno y 1,2,4-triclorobenceno. Los compuestos organoclorados fueron donados por la empresa Clorobencenos, S.A de C.V., ubicada en El Carmen, Tlaxcala, México. Las concentraciones de los compuestos organoclorados en el agua sintética se seleccionaron dentro de los intervalos de variación de la concentración

reportados para descargas industriales. Como co-sustrato se utilizó glucosa, debido a que los microorganismos necesitan una fuente de carbono para sus funciones metabólicas. Además de fuente de carbono, los microorganismos necesitan micronutrientes. En este caso, se adicionó cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) como fuente de nitrógeno, así como fosfato de potasio monobásico ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ) como fuente de fósforo. Los micronutrientes tales como Fe, Ni, Co, Mo, Ca, K, Mg, Zn, Mn y Cu fueron agregados al agua residual en forma de sales. La  $\text{DQO}_{\text{teórica}}$  del agua sintética fue calculada en 98 mg/L. Las concentraciones de los compuestos que conformaron el agua residual sintética se muestran en la Tabla 4.1. Cabe destacar que las concentraciones se mantuvieron constantes a lo largo del desarrollo experimental.

**Tabla 4.1 Composición agua residual sintética**

Compuesto	Concentración, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
Monoclorobenceno	4
1,2-diclorobenceno	2
1,2,4-triclorobenceno	2
Glucosa	80
$\text{NH}_4\text{Cl}$	0.91
$\text{K}_2\text{HPO}_4$	0.095
$\text{FeCl}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.017
$\text{NiCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.202
$\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.202
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.022
$\text{CaCl}_2$	0.022
$\text{K}_2\text{HPO}_4$	0.044
$\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.060
$\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.00052
$\text{MnSO}_4\cdot \text{H}_2\text{O}$	0.00011
$\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.00008

De la DQO<sub>teórica</sub> del agua sintética, la glucosa tiene una aportación de 85 mg·L<sup>-1</sup>, el MCB de 8 mg·L<sup>-1</sup>, el 1,2-DCB de 3 mg·L<sup>-1</sup> y el 1,2,4-TCB de 2 mg·L<sup>-1</sup>; es decir, que el 87% es debido a la glucosa. Los micronutrientes en forma de sales se adicionaron de acuerdo con la demanda química de oxígeno teórica (DQO<sub>teórica</sub>) del agua residual sintética y los requerimientos teóricos reportados en la literatura para microorganismos anaerobios (Speece, 1996; Mc Carty, 2001; IMTA, 2002).

### 4.3 Caracterización de medios de soporte

Los medios de soporte para los biofiltros fueron tezontle rojo granular, carbón activado granular (CAG) mineral y cubos de poliuretano. El material natural (tezontle rojo) fue obtenido de la mina Tetilla situada en la ciudad de Morelos. El carbón activado granular mineral fue de Clarimex, clasificación CAGR 8 x 30. Los cubos de poliuretano son de importación (Alemania); este material es utilizado ampliamente en el tratamiento de aguas residuales municipales en filtros percoladores (Bustos, 2007). Las actividades de preparación de los medios de empaque de los biofiltros fueron diferentes según sus características y se describen a continuación.

#### *Preparación del empaque de tezontle rojo granular*

El tezontle es una roca volcánica de textura vesicular, burbujeada y porosa. Como se mencionó anteriormente se obtuvo de la mina Tetilla en el municipio de Jiutepec. El tezontle adquirido se encontraba de forma triturada con diámetro de partícula variado. Con el fin de obtener un tamaño de partícula definido, el tezontle se sometió a un cribado por medio de tamices. El material retenido entre los tamices número 12 y 10, fue el material que se ocupó como medio de soporte para el biofiltro. Una vez que se tenía una homogeneidad en la granulometría del tezontle, se procedió a realizar un lavado del medio filtrante. El lavado consistió en someter el tezontle cribado en agua cruda, con el fin de eliminar partículas ajenas al tezontle. El lavado se suspendió hasta que el sobrenadante estuviera libre de color y partículas. Para eliminar el agua proveniente del lavado del tezontle, éste se sometió a un secado a 103°C por dos horas. El tezontle seco se conservó en desecadores hasta utilizarlo como medio de soporte.

*Preparación del empaque de carbón activado granular*

El carbón activado granular (CAG) es un material inorgánico. De manera de contar con una granulometría similar a la del tezontle, el CAG se sometió también a cribado. Después se lavó para eliminar el polvo y los residuos ácidos y se secó. En el proceso de lavado del CAG, éste se suspendió hasta que el agua de lavado tuviera un pH neutro y no tuviera partículas finas de carbón. El agua utilizada para el lavado del carbón activado fue inicialmente agua de la llave; sin embargo, por las propiedades de adsorción del CAG se procedió a realizar los últimos enjuagues con agua destilada.

Las características del CAG dadas por el fabricante se muestran en la Tabla 4.2.

**Tabla 4.2 Propiedades CAGR 8 x 30**

pH	5-7
Humedad al envasar, % max	10
Actividad relativa de melazas, % min	97
Número de yodo, mg I <sub>2</sub> /g	600
Actividad al azul de metileno, g/100 g	25
Solubilidad en agua, % max	2
Diámetro de poro, Å	56

Fuente: Catálogo Clarimex, 2008

*Preparación del empaque de cubos de poliuretano*

Los cubos de poliuretano se habían utilizado previamente en un biofiltro para estudiar la tratabilidad de aguas residuales domésticas. Con el fin de eliminar la biopelícula formada en los cubos durante este estudio, el material se sometió a sonicación para propiciar el desprendimiento de la biopelícula. Después los cubos fueron lavados con agua de la llave hasta obtener un sobrenadante libre de partículas. El proceso de secado y almacenamiento se realizó en la misma manera que el tezontle y el CAG.

Cuando los medios de soporte estuvieron disponibles para el empaque, se realizaron las determinaciones de densidad real, aparente y porosidad según las técnicas publicadas en el libro de Arboleda (1981), las cuales se describen a continuación.

### 4.3.1 Densidad real

La determinación de la densidad real del empaque se realiza de la siguiente manera:

1. El material de soporte se pone a secar durante 24 h a  $103\pm 3^{\circ}\text{C}$ .
2. Se deja enfriar y se pesan cuidadosamente 40 g ( $P_m$ ) del empaque y se colocan en un vaso de precipitado de 500 mL.
3. Añadir aproximadamente 100 mL de agua destilada cubriendo totalmente el medio filtrante y hervir de 5 a 10 minutos a fin de expulsar el aire.
4. Pesarse un matraz desecado de capacidad de 250 mL ( $V_b$ ).
5. Enfriar y llevar la muestra al matraz desecado. Completar con agua destilada hasta el aforo correspondiente.
6. Pesarse el matraz con la muestra y el agua ( $V_a$ )

$$\text{Masa específica real} = \frac{P_m}{V_m} \quad 4-1$$

donde,

$P_m$  = Masa de la muestra (40 g).

$V_m$  = Volumen de la muestra.

$$V_m = M - (V_a - V_b - P_m) \quad 4-2$$

donde,

$M$  = Capacidad del volumen desecado (250 mL).

$V_a$  = Masa de matraz desecado + agua + muestra.

$V_b$  = Masa de matraz desecado.

### 4.3.2 Densidad aparente

La determinación de la densidad aparente del empaque se realiza de la siguiente manera:

1. El material de soporte se pone a secar durante 24 h a  $103\pm 3^{\circ}\text{C}$ .
2. Se deja enfriar y se pesan cuidadosamente 40 g ( $P_m$ ) del empaque y se colocan en probeta graduada.

3. Se agita y se deja asentar en su forma natural. Si es necesario se dan dos pequeños golpes en la base de la probeta para que el material asiente.
4. Se lee el volumen de la muestra en la probeta. ( $V_{ma}$ )

$$\text{Masa específica aparente} = \frac{P_m}{V_{ma}} \quad \mathbf{4-3}$$

### 4.3.3 Porosidad

La determinación de la porosidad del reactor se realiza de la siguiente manera:

1. El material de soporte se pone a secar durante 24 h a  $103 \pm 3^\circ\text{C}$ .
2. Se deja enfriar y se pesan cuidadosamente 40 g ( $P_m$ ) del empaque y se colocan en probeta graduada.
3. Llenar con agua destilada hasta la mitad de la probeta y agitar a fin de extraer el aire.
4. Llenar la probeta por completo y colocar un tapón de modo que no queden burbujas de aire adentro.
5. Rotar la probeta rápidamente  $180^\circ$ .
6. Cuando el material sedimente en el fondo, rotar nuevamente  $180^\circ$  de manera rápida y colocarlo en un soporte a fin de que permanezca verticalmente y sin perturbaciones.
7. Marcar la probeta en el borde superior del medio de soporte.
8. Remover el medio de soporte y el agua de la probeta.
9. Añadir agua destilada hasta la marca que se hizo en la probeta y obtener la lectura del volumen de agua ( $V_w$ ).

$$P = \frac{\text{Volumen de vacíos}}{\text{Volumen de muestra}} * 100 \quad \mathbf{4-4}$$

P= Porosidad (en porcentaje).

El volumen de vacíos se determina de la siguiente manera:

$$\text{Volumen de vacíos} = V_w - V_m$$

$V_w$ = Volumen de agua hasta la marca.

$V_m$ = Volumen de la muestra (masa de la muestra/densidad real).

#### **4.4 Empaque de los biofiltros y pruebas hidráulicas**

Una vez contruidos los biofiltros, estos se empacaron poniendo en el fondo la grava y encima los materiales previamente preparados. Con el fin de verificar el funcionamiento físico de reactores empacados, bombas, mangueras, válvulas y calibrar las bombas, se llevó a cabo la simulación de las condiciones de operación con agua de la llave. Esta actividad se realizó durante una semana.

#### **4.5 Inoculación y arranque del proceso**

En los procesos anaerobios de biomasa fija, el proceso de inoculación es muy importante. El inóculo se puede obtener de varias fuentes, como es un sedimento, lodo activado digerido o lodo anaerobio (floculento o granular) de un reactor en operación (Rajeshwari *et al.*, 1999). La inoculación con lodo anaerobio de un reactor en operación es la forma más rápida para realizar el proceso de arranque de un reactor anaerobio. Por lo anterior, en este estudio se decidió usar como inóculo lodo anaerobio granular de un reactor experimental que trata agua residual de un rastro. El material de empaque de cada biofiltro se mezcló con 400 mL de lodo granular en cada caso y se introdujo a los reactores encima de las camas de grava. Una vez que el material inoculado estuvo empacado se procedió al llenado de los reactores con el agua sintética. Cuando el nivel del agua alcanzó las válvulas de efluente y recirculación se procedió a realizar únicamente recirculación del agua durante tres días, después de lo cual empezó la alimentación continua con el agua residual sintética.

#### **4.6 Condiciones de operación y control de los biofiltros**

##### **4.6.1 Parámetros de operación**

El desarrollo experimental se llevó a cabo en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería, Campus Morelos. Los tres biofiltros anaerobios fueron operados bajo las mismas condiciones. Como se mencionó anteriormente, la composición del agua sintética no varió a lo largo del desarrollo experimental y el régimen de alimentación de los reactores fue de manera continua. La materia orgánica medida como DQO en el agua sintética fue de 124 mg/L. Los parámetros de operación se muestran en la Tabla 4.3.

**Tabla 4.3 Parámetros de operación**

(COV= carga orgánica volumétrica; Q= caudal; V= volumen efectivo; TRH= tiempo de residencia hidráulica)

Parámetro	Fase I	Fase II	Fase III
COV, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$	0.13	0.20	0.28
Q, $\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$	5	8	11
V, L	4	4	4
TRH, h	19.2	12	8.73

La principal variable del desarrollo experimental en los biofiltros fue la carga orgánica volumétrica (COV). Se aplicaron tres cargas orgánicas que definieron tres fases experimentales en cada reactor. Debido a que la concentración en el influente fue constante, la variación de la COV se realizó mediante el caudal del influente, por lo cual el tiempo de residencia hidráulica (TRH) fue diferente en las tres fases experimentales. La velocidad ascendente calculada con los caudales y el área transversal del reactor fue relativamente baja, de 0.026-0.052 m/h. Para mejorar las condiciones hidrodinámicas en los reactores se implementó una recirculación del efluente, de  $Q_{\text{recirculada}}/Q=1$ , por lo cual la velocidad ascendente aumentó dos veces y fue de 0.052-0.104 m/h, una velocidad apropiada que no provoca arrastre de la biomasa en el efluente (Malina y Pohland, 1992). Esta recirculación se mantuvo durante todo el período experimental.

Al inicio de operación de los biofiltros se empezó a alimentar con la COV más baja, es decir, con una carga de  $0.16 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ , la cual se mantuvo por dos meses para obtener la aclimatación de la biomasa. Los criterios para considerar que la biomasa se aclimató y el proceso se estabilizó, fueron los siguientes: 1) alcanzar un porcentaje de remoción de la DQO mayor del 75%; 2) que con la carga aplicada no se provoque acidificación; es decir, valores de pH en el intervalo óptimo de 6.5 a 8.2 (Speece, 1992); valores de  $\alpha$  menores de 0.4 indicando estabilidad del sistema anaerobio (Rojas, 1988) y 3) alcanzar un porcentaje de deshalogenación del 40%. Los criterios para la aclimatación se establecieron sobre una estrategia de tiempo variable, donde se han obtenido comunidades microbianas con alta actividad específica (Moreno y Buitrón, 2004). Una vez alcanzados los criterios de

desarrollo y aclimatación de la biomasa, inició la fase I de evaluación, sin incremento de COV, la cual tuvo una duración de dos meses. Posteriormente, se realizó un incremento de la COV, resultante en la disminución del tiempo de residencia hidráulico (TRH) y, durante la fase II, se evaluó el desempeño de los tres biofiltros. Esta fase también tuvo una duración de dos meses. Durante la tercera y última fase se trabajó con una COV de  $0.34 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  y con un TRH de casi 9 horas.

#### 4.6.2 Parámetros de seguimiento y evaluación

A lo largo del desarrollo experimental se llevaron a cabo análisis físico-químicos para evaluar el desempeño de los biofiltros. Los parámetros de seguimiento del proceso y la frecuencia de muestreo se presentan en la Tabla 4.4. Las muestras se tomaban en el influente y en el efluente de cada reactor.

**Tabla 4.4 Programa de seguimiento**

Parámetro	Frecuencia de análisis
pH	Diario
Conductividad	Diario
Temperatura	Diario
Sólidos fijos disueltos, SFD	Diario
Sólidos suspendidos totales, SST y sólidos suspendidos volátiles, SSV	Una vez por semana
Alcalinidad	Dos veces por semana
Cloruros	Dos veces por semana
Sulfatos	Dos veces por semana
Demanda química de oxígeno, DQO	Tres veces por semana
Biomasa	Tres veces en el desarrollo experimental

#### 4.6.2.1 Potencial hidrógeno

El potencial hidrógeno (pH) es el logaritmo negativo de la concentración molar del ión hidrógeno o, con mayor precisión, de la actividad del ión hidrógeno. El equipo utilizado fue un potenciómetro marca Orion modelo 420 A con un intervalo de precisión de  $\pm 0.02$ . El equipo era calibrado con soluciones amortiguadoras (“buffer”) marca Orion a 4.00, 7.00 y 10.00 unidades de pH. La calibración siempre se realizó antes cada medición.

#### 4.6.2.2 Conductividad eléctrica, temperatura y sólidos disueltos fijos

La conductividad eléctrica, temperatura y los sólidos disueltos fijos (SDF) fueron medidos en un conductímetro marca Hach, con un intervalo de medición de 0 a 20 mS/cm. El equipo era calibrado con una solución estándar de NaCl a concentración de 1,000 mg/L para un valor de conductividad de 1.99 mS/cm. La calibración se efectuaba antes de cada medición.

#### 4.6.2.3 Sólidos suspendidos totales y sólidos suspendidos volátiles

Los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos suspendidos volátiles (SSV) se realizaron de acuerdo con la APHA (2005). El método para determinar los SST y SSV es gravimétrico y consta de la evaporación de la muestra a una temperatura entre 103 y 105°C y su posterior calcinación a temperatura de  $550 \pm 25^\circ\text{C}$ . Para la evaporación se utilizó un horno de convección mecánica marca Precision Scien, con un intervalo de medición de 10 a 240°C y precisión de  $\pm 0.25^\circ\text{C}$ . En el caso de la calcinación se empleó una mufla marca FELISA modelo FE-360 con intervalo de medición de 30 a 1100°C. El análisis se realizaba filtrando un volumen determinado de la muestra (V) por medio de un crisol Gooch previamente tarado (G1), se sometía a evaporación (G2) y, posteriormente, su calcinación (G3). La determinación de los SST y SSV se efectuó de la siguiente manera:

$$SST = \frac{G_2 - G_1}{V} * 1000 \quad 4-5$$

$$SSV = \frac{G_2 - G_3}{V} * 1000 \quad 4-6$$

donde,

SST= Sólidos suspendidos totales ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )

SSV= Sólidos suspendidos volátiles ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )

G<sub>1</sub>= Masa del crisol (mg)

G<sub>2</sub>= Masa del crisol después de evaporación (mg)

G<sub>3</sub>= Masa del crisol después de calcinación (mg)

#### 4.6.2.4 Alcalinidad, relación $\alpha$ y ácidos grasos volátiles

La alcalinidad se determinó a dos puntos de pH (5.75 y 4.3). Al valor de pH de 5.75 representa la capacidad amortiguadora del sistema (debida a los bicarbonatos) y al valor de pH de 4.3 al cual se determina y la alcalinidad total. Una relación entre ambas alcalinidades ( $\alpha = [\text{Alc. Total 4.3} - \text{Alc. 5.75}] / \text{Alc. Total 4.3}$ ) indica la fracción de la alcalinidad debida a los ácidos grasos volátiles, AGV, en el sistema. Bajo condiciones de estabilidad esta relación ( $\alpha$ ) no debe ser mayor a 0.4 (Rojas, 1988) o bien la alcalinidad de los bicarbonatos determinada a 5.75 al menos debe ser el 60% de la total.

La determinación de los AGV se realizó según la siguiente expresión sugerida por Jenkins *et al.* (1991):

$$AGV = \frac{\text{Alc } 4.3 - 1.25 * \text{Alc } 5.75}{0.85 * 0.83} \quad 4-7$$

donde,

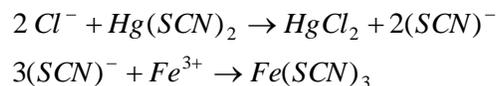
Alc 4.3= Alcalinidad a un pH de 4.3

Alc 5.75= Alcalinidad a un pH de 5.75

#### 4.6.2.5 Cloruros

La determinación de cloruros es un método colorimétrico. El método se basa en que los iones de cloruro de la muestra desplazan cuantitativamente el ión tiocianato de su sal mercuríca. El tiocianato libre reacciona con el ión férrico formando un complejo de color naranja (Fe(SCN)<sub>3</sub>) proporcional a la concentración de cloruros presentes en la muestra.

Las reacciones para la determinación de cloruros son las siguientes:



La determinación de cloruros fue realizada en un espectrofotómetro marca Hach modelo DR 2010 a una longitud de onda de 455 nm. El límite de detección para el método es de 0 a 20 mg  $\text{Cl}^{-1}\cdot\text{L}^{-1}$ , con una precisión de  $\pm 0.3$  mg  $\text{Cl}^{-1}\cdot\text{L}^{-1}$ . El límite de detección es de 0.99 mg $\cdot\text{L}^{-1}$ .

#### 4.6.2.6 Sulfatos

La determinación de sulfatos es un método turbidimétrico. El método consiste en que los iones de sulfato reaccionan con bario para formar un precipitado insoluble de  $\text{BaSO}_4$ . El precipitado forma turbidez que es proporcional a la concentración de sulfatos. Un agente de estabilización hace que las partículas permanezcan en suspensión. El límite de detección estimado es de 4.9 mg $\cdot\text{L}^{-1}$  y el superior es de 70 mg $\cdot\text{L}^{-1}$ . La determinación de sulfatos se realizó en un espectrofotómetro marca Hach DR 2500 a una longitud de onda de 450 nm.

#### 4.6.2.7 Demanda química de oxígeno

La determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) se realizó de acuerdo con el Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). El método de análisis de la DQO se basa en la oxidación de los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en el agua residual, mediante la acción de un oxidante fuerte el cual es el dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) en una digestión de dos horas. Se utilizó un reactor para DQO Hach con un intervalo de temperatura de 100 a 150°C y una precisión de  $\pm 0.5^\circ\text{C}$ . Para la lectura de la absorbancia se utilizó un espectrofotómetro marca Hach, modelo DR 2010 con un rango de longitud de onda de 400 a 900 nm. Las lecturas de absorbancia se correlacionaron con la curva de calibración para determinar los valores de DQO en mg $\cdot\text{L}^{-1}$ .

#### 4.6.2.8 Producción de biogás

La degradación anaerobia de compuestos orgánicos produce biogás que contiene de un 60 al 40% de metano en su composición dependiendo del tipo de digestión y de los compuestos presente. La medición de biogás se realiza generalmente por medio de desplazamiento de líquido. Se utiliza un frasco de 1 L con una solución de NaOH 10 N, de manera que el biogás producido empuje un volumen equivalente de la solución fuera del

frasco. La solución es depositada en una probeta para la lectura del volumen desplazado. En este estudio no se esperaba una producción de biogás debido a la baja carga orgánica aplicada a los biofiltros anaerobios, por lo cual, se realizaron observaciones visuales de eventual aparición de burbujas en los lechos.

#### 4.6.2.9 Cuantificación de biomasa

La cuantificación de la biomasa en los biofiltros se realizó tomando una muestra del empaque (tezontle, CAG o cubos de poliuretano) en el punto medio de altura. Las unidades experimentales no cuentan con puntos de extracción de muestras del empaque, por lo cual para la toma de muestra en primera instancia los biofiltros se vaciaban conservando el líquido de cada reactor en un recipiente individual, los reactores se inclinaban y se tomaba las muestras del centro del lecho de cada uno. Luego las cantidades del líquido se regresaban a los reactores de los cuales se habían extraído y se procedía a su operación normal. Cada muestra del lecho se colocaba en un vaso de precipitado de 500 mL con 100 mL de agua desionizada. La muestra inmersa en agua desionizada se sometía a sonicación durante 30 minutos con una frecuencia de 60 kHz. Después el agua con los sólidos desprendidos del empaque se vaciaba en otro recipiente, mientras que en el primero se adicionaban otros 100 mL de agua desionizada y otra vez se sometía a sonicación. Este ciclo se repetía hasta que en el agua después de la sonicación no quedaba ningún floculo. Después se determinaba el volumen del agua acumulada de los ciclos de limpieza ultrasónica ( $V_e$ ) y por medio del método gravimétrico se hace la determinación de sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) (como masa seca). Una vez limpia la muestra del material de soporte, se secaba y se determinaba la masa de la muestra de empaque extraído limpio y seco (P1). La cantidad de biomasa desprendida se determinaba como el producto de los SV por el volumen del agua de limpieza. Después se determinaba la relación de la cantidad de la biomasa desprendida con la masa de la muestra de empaque extraído limpio y seco (C):

$$C = \frac{ST \text{ o } SV * V_e}{P1} \quad 4-8$$

donde,

C= Concentración de la biomasa ( $\text{g biomasa} \cdot \text{g}^{-1}$  de empaque)

SST o SSV= Sólidos suspendidos totales o volátiles,  $g \cdot L^{-1}$

Ve= Volumen acumulado de agua de lavado, L

P1= Masa de la muestra de empaque extraído limpio y seco, g.

Al multiplicar C por la masa del empaque en el biofiltro (E) se obtiene la cantidad de la biomasa en el lecho y dividiendo entre el volumen que ocupa el lecho se obtiene la concentración de la biomasa.

De acuerdo con lo anterior, la concentración de la biomasa en el biofiltro se determinó usando la siguiente expresión:

$$\text{Concentración de biomasa en biofiltro} = \frac{E * C}{V_{\text{biofiltro}}} \quad \mathbf{4-9}$$

donde,

E= cantidad de empaque en el biofiltro, g

C= Concentración de la biomasa,  $g \text{ biomasa} \cdot g^{-1} \text{ empaque}$

$V_{\text{biofiltro}}$ = Volumen útil del biofiltro, L

Concentración de biomasa en biofiltro=  $g \text{ biomasa} \cdot L^{-1} \text{ empaque}$ .

#### 4.7 Análisis estadístico

Los resultados del desarrollo experimental fueron sometidos a un análisis estadístico. Se empleó un diseño experimental completamente al azar, aplicando análisis de varianza, andeva (ANOVA, por sus siglas en inglés). El andeva, señala la diferencia que deben tener las medias entre sí para concluir que hay un efecto entre los tratamientos o que los tratamientos son diferentes. En la Tabla 4.5 se presenta el diseño experimental.

Cuando el resultado del andeva identifique que existe una diferencia significativa entre los tratamientos, se aplicará la prueba de la diferencia mínima significativa (DMS). La prueba DMS se aplica cuando las muestras son del mismo tamaño y permite conocer cuál de los pares de medias causa la diferencia. El valor de DMS se calcula de la siguiente manera:

$$DMS = t_{1-\frac{\alpha}{2}, g.l.error} \sqrt{\frac{2 * CM_{error}}{n}} \quad \mathbf{4-10}$$

donde:

$t_{1-\frac{\alpha}{2}, g.l.error}$  = Valor de tablas t de Student con grados de libertad del EE obtenido del andeva;

$CM_{error}$  = Cuadrado medio del error obtenido de andeva

$n$  = Número de observaciones

Si la diferencia absoluta entre los pares de medias es mayor que el valor DMS se la declara significativa al nivel de  $\alpha$ , en caso que sea menor, se la declara no significativa.

**Tabla 4.5 Diseño experimental**

Factor estudiado	Efecto de los biofiltros anaerobios (tratamientos) en la remoción de DQO y el porcentaje de deshalogenación
Factores de diseño	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ COV</li> <li>▪ Caudal</li> </ul>
Variables de respuesta	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Remoción de DQO</li> <li>▪ Porcentaje de deshalogenación</li> </ul>
Tratamientos	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ B-TZ</li> <li>▪ B-CAG</li> <li>▪ B-CPU</li> </ul>

Los resultados de los cloruros liberados en los biofiltros fueron analizados estadísticamente, verificando la normalidad de la distribución mediante una gráfica de probabilidad normal. En primer lugar, los datos se someten a la prueba de normalidad por el estadístico W de Shapiro-Wilks. Las hipótesis son las siguientes:

**Hipótesis nula:** Los datos son muestras independientes de una distribución normal.

**Hipótesis alternativa:** Los datos no son muestras independientes de una distribución normal.

La prueba arroja un valor **P**, el cual si es mayor de 0.05 no se puede rechazar la hipótesis nula con un 95% de confianza.

Posteriormente, en el caso de rechazar la hipótesis nula, los datos se someten a una prueba de bondad de ajuste. Por medio del método Kolmogorov-Smirnov se sometieron a una prueba de bondad de ajuste de distribución normal. De la misma manera que en la prueba de normalidad, la prueba arroja un valor **P**, el cual si es mayor de 0.05 no se puede rechazar la hipótesis nula con un 95% de confianza. Las hipótesis son las siguientes:

**Hipótesis nula:** Los datos son muestras independientes de una distribución normal ajustada.

**Hipótesis alternativa:** Los datos no son muestras independientes de una distribución normal ajustada.

Cuando se ha comprobado que los datos provienen de una distribución normal o se ajustan a este tipo de distribución, se procede a analizar los cloruros liberados de los biofiltros mediante gráficos de probabilidad.

El detalle completo del análisis estadístico se presenta en el Anexo C.

## Capítulo 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos durante la etapa de aclimatación de los microorganismos hacia los compuestos organoclorados, así como el desempeño de los biofiltros con tres cargas orgánicas diferentes.

### 5.1 Caracterización de medios de soporte

Los medios de soporte utilizados para el desarrollo experimental de esta investigación fueron: tezontle, carbón activado granular y cubos de poliuretano. El CAG y el tezontle fueron sometidos a un proceso de cribado con la finalidad de obtener un tamaño de partícula homogéneo. El tamaño de partícula obtenido fue de 1.52-1.73 mm con un diámetro medio geométrico de 1.62 mm. En el caso de los cubos de poliuretano se encontraban con un tamaño homogéneo con dimensiones de 2.5 cm de arista. En el caso de las densidades y la porosidad, en la Tabla 5.1 se muestran los valores obtenidos.

**Tabla 5.1 Características de medios de soporte**

Propiedad	Tezontle	CAG	Cubos PU
Densidad real, g·cm <sup>-3</sup>	2.32	1.42	0.46
Densidad aparente, g·cm <sup>-3</sup>	1.06	0.38	0.01
Porosidad, %	54.57	73.03	97.56

### 5.2 Pruebas preliminares a la aclimatación

Los biofiltros utilizados en el desarrollo experimental se recibieron de primer uso, por lo cual se les realizaron pruebas hidráulicas. Inicialmente los biofiltros fueron llenados por completo con agua potable para identificar fugas. Esta prueba fue satisfactoria al no obtenerse ningún tipo de fugas. Posteriormente, se instalaron los biofiltros con las bombas peristálticas de alimentación y de recirculación, se pusieron a funcionar los biofiltros con agua de la llave en conjunto con las bombas peristálticas. En este período, que duró una

semana y media, se calibraron las bombas de alimentación y de recirculación a  $3.5 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ . El influente de los biofiltros se dispuso en un recipiente de plástico de capacidad de 50 L, por lo que en esta etapa se aforó por cada litro para tener un control visual del consumo de agua sintética por parte de los biofiltros.

### 5.3 Inoculación de medios de soporte

Los biofiltros fueron inoculados con lodo granular proveniente de un reactor UASB para tratamiento de agua de rastro. El proceso de inoculación se llevó a cabo usando 1.2 L de lodo granular repartido equitativamente para los tres medios de soporte. La concentración de lodo granular fue de  $168.5 \text{ g SSV}\cdot\text{L}^{-1}$ . En la Figura 5.1 se muestra el lodo granular con el que se efectuó la inoculación de los empaques. Una vez que se obtuvo una distribución homogénea de 0.4 L del lodo granular con 4 L de cada empaque, se procedió a introducir los empaques inoculados en los biofiltros. Cuando los biofiltros se encontraban empacados se procedió a alimentar agua sintética hasta el nivel de la válvula del efluente y salida de recirculación. El caudal de agua sintética se suspendió al llegar el nivel indicado para efectuar solamente la recirculación por un lapso de 3 días. Después, se procedió a la alimentación continua del agua sintética a los tres reactores con un caudal de  $5 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ . El porcentaje de recirculación fue del 100%. Lo anterior se hizo con el fin de mejorar las condiciones hidrodinámicas en los reactores y facilitar la transferencia de masa propiciando mejores condiciones para el desarrollo de la nueva biomasa adherida sobre el material de soporte.



**Figura 5.1** Lodo granular para inoculación

#### 5.4 Aclimatación y desarrollo de la biopelícula

Posterior a los tres días de recirculación, se inició la alimentación continua de los biofiltros; la COV con la que se inició la etapa de aclimatación fue de  $0.13 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  con un TRH de 19.2 h. La finalidad del período de aclimatación fue propiciar las condiciones más favorables para la adaptación de los microorganismos, tomando en cuenta que el inóculo provenía de un reactor anaerobio para tratar aguas residuales de un rastro o matadero; los microorganismos al entrar en contacto con compuestos organoclorados de difícil degradación pueden inhibir sus procesos metabólicos conduciendo a una disminución de la población. Así en este período se logró que la biomasa inoculada (lodo anaerobio granular) entrara en contacto con el medio de empaque de los biofiltros de manera que las nuevas células se pudieron adherir a los mismos por medio de la liberación de sustancias poliméricas extracelulares para iniciar el proceso de formación de una biopelícula. Asimismo, este período fue muy importante debido a que los microorganismos se pusieron en contacto con los compuestos organoclorados (clorobenzenos) para iniciar su adaptación hacia ellos y propiciar las condiciones para llevar a cabo el proceso de deshalogenación y posterior degradación de los compuestos a tratar.

A lo largo del período de aclimatación, se observó el desarrollo de la biomasa en los biofiltros. Esta proliferación se hizo más evidente en el biofiltro con tezontle, debido a que el color rojo del empaque a lo largo del período de aclimatación se tornó negro. Los gránulos de la biomasa usada como inóculo se desintegraron paulatinamente y los gránulos del empaque se recubrieron de nueva biomasa. En el caso de los biofiltros con CAG y cubos de poliuretano este fenómeno no se pudo observar tan claramente debido al color negro que tienen ambos medios de soporte. Cabe mencionar que en esta etapa, al tercer día de operación se presentó una fuga en la base del biofiltro empacado con cubos de poliuretano, el cual reinició su operación al día 38. De manera improvisada cuando se presentó la fuga en el biofiltro con cubos de poliuretano, el medio de empaque inoculado se reubicó en un biofiltro disponible. El biofiltro improvisado sirvió para mantener la biomasa activa y continuar con el proceso de adherencia de los microorganismos en el medio de empaque, así como con la adaptación de la biomasa a la presencia de compuestos

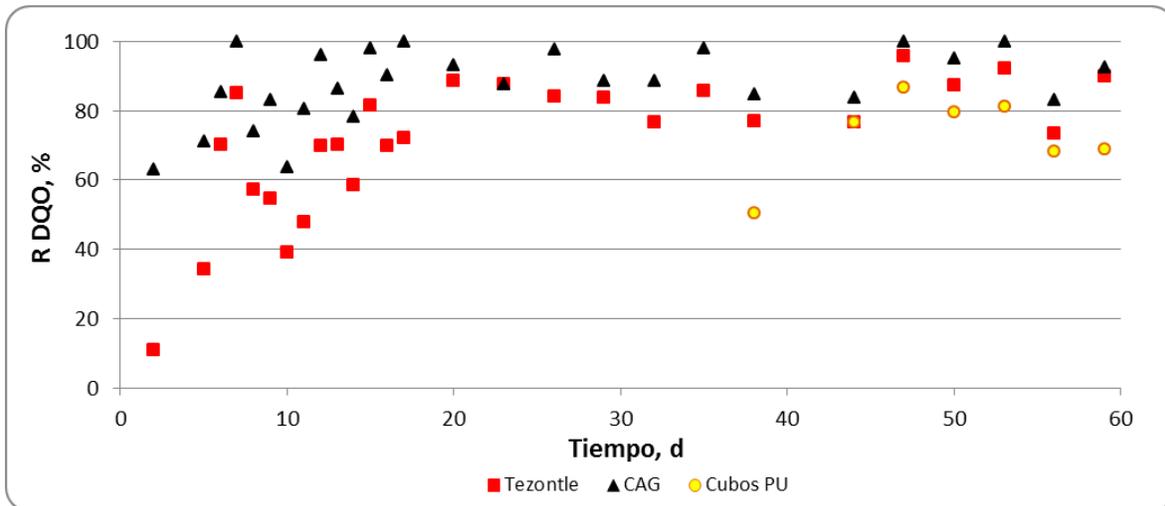
organoclorados. La alimentación en el biofiltro improvisado se realizaba de forma intermitente (por lote). Una vez por día se hacía drenar el agua y después el reactor se llenaba con el agua sintética. El día 38 desde el arranque, cuando terminó la reparación del reactor original, el medio del biofiltro improvisado se transfirió al reactor original y se empezó la operación en continuo en éste al igual que como se hacía en el resto de los reactores.

Los criterios utilizados para definir cuándo termina el período de aclimatación y la estabilización del proceso, para poder iniciar después la evaluación del efecto de las cargas orgánicas, se describen a continuación. La primera condición fue que la biomasa utilizara la materia orgánica presente en el agua residual sintética en sus procesos metabólicos, lográndose remociones de DQO mayores del 75%. La segunda condición fue que los valores de los parámetros pH y relación  $\alpha$  no presentara grandes variaciones que nos indicaran inestabilidad en el sistema; la variación del pH debiera estar dentro del intervalo óptimo, de 6.5 a 8.2 (Speece, 1996), la relación  $\alpha$  debiera ser menor de 0.4 (Rojas, 1998). La tercera condición fue obtener un porcentaje de deshalogenación de por lo menos el 40%.

#### **5.4.1 Remoción de materia orgánica**

En el Anexo A se presentan los valores de DQO obtenidos en el influente y los efluentes de los biofiltros. Con base en estos resultados se calcularon las remociones de DQO en cada biofiltro, que se presentan en la Figura 5.2. Se observa que la remoción de materia orgánica en el biofiltro anaerobio con carbón activado granular (B-CAG) presentó valores elevados desde los primeros días, alcanzando valores mayores de 90% de remoción 15 días después del arranque. Las remociones de DQO altas (mayores de 80%) se mantuvieron hasta el día 60 desde el arranque. En el caso del biofiltro anaerobio con tezontle (B-TZ), los valores de remoción de materia orgánica fueron muy bajos durante los primeros días de aclimatación, de 18 a 21%; sin embargo, después la remoción aumentó alcanzando una remoción mayor de 80% el día 20 desde el arranque. Esta remoción se mantuvo estable durante los siguientes días hasta el día 60 desde el arranque. El seguimiento de la DQO en el biofiltro anaerobio con cubos de poliuretano (B-CPU) empezó después de iniciar la operación en el

reactor reparado, el día 38 desde el arranque. Como resultado de la transferencia del empaque hubo afectación del proceso, lo cual se reflejó en la remoción de la DQO, sobre todo durante la primera semana. Después la remoción aumentó a valores mayores de 75% pero se mantuvo por debajo de las remociones alcanzada en el resto de los reactores hasta el día 60 desde el arranque.



**Figura 5.2 Remoción de la materia orgánica (período de aclimatación)**

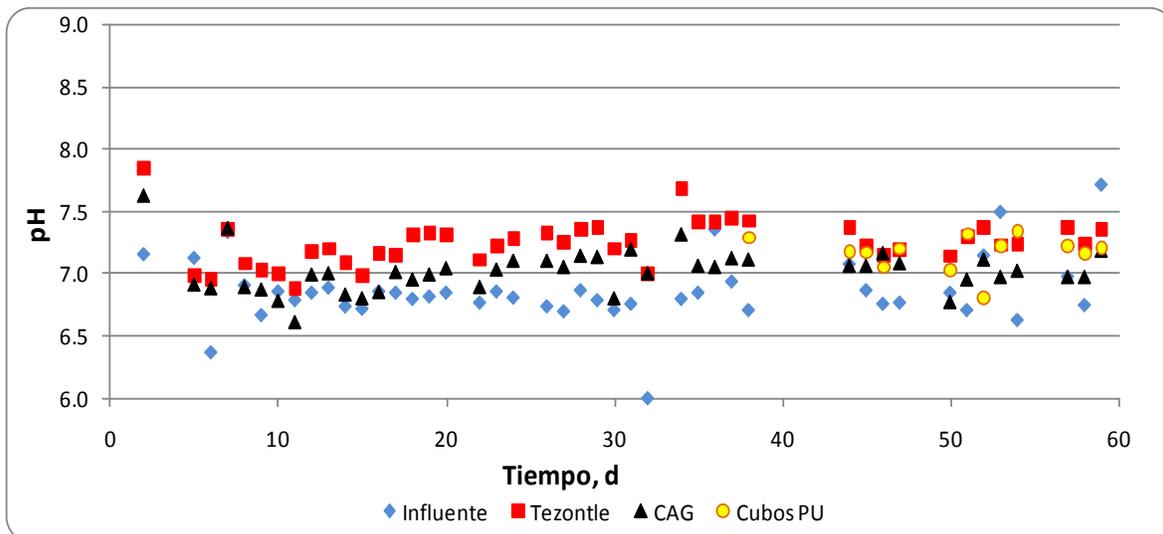
Con base en los resultados y el criterio de remoción de DQO establecido previamente, se pudo considerar que el proceso de degradación en los reactores se había estabilizado lográndose remociones mayores de 75% en los tres reactores. La mayor remoción de DQO se obtuvo en el B-CAG y, además, esto se logró en un período relativamente corto, de dos semanas. En el B-TA también se logró una buena remoción de DQO pero ésta fue alcanzada más lentamente (tres semanas) y se mantuvo menor que la determinada en el B-CAG durante el período día 20-60 desde el arranque. La remoción en el B-CPU durante la aclimatación no debe ser comparada con el resto de los biofiltros ya que en éste hubo impactos adicionales derivados de las transferencias del empaque y operación a condiciones diferentes durante la reparación del reactor original.

#### 5.4.2 Variación del pH, alcalinidad y relación $\alpha$

En la Figura 5.3 se presenta la variación de pH en el período de aclimatación. El influente tuvo un valor promedio  $6.9 \pm 0.3$  a lo largo del período de aclimatación. El efluente del

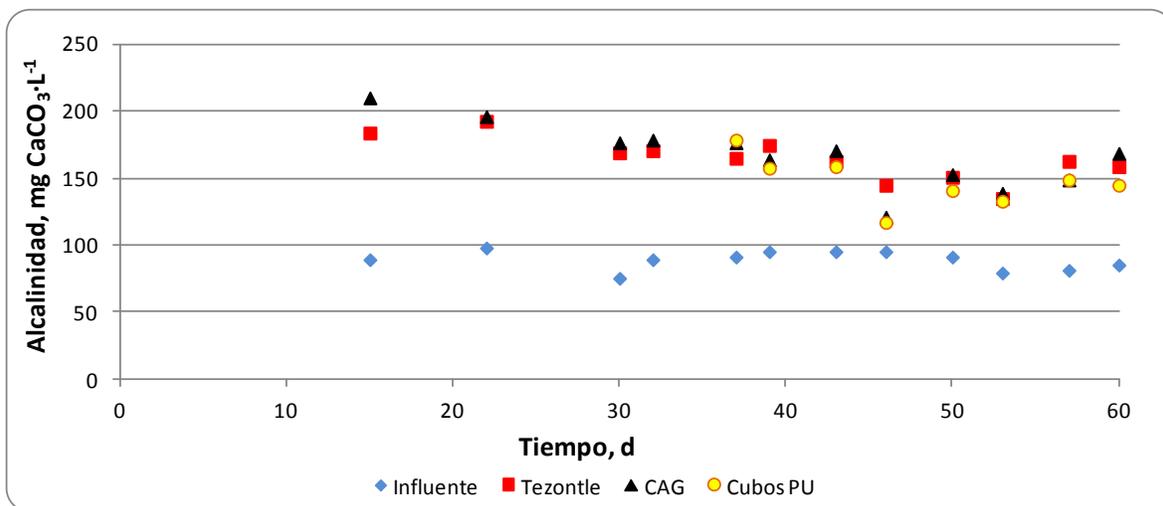
biofiltro anaerobio con tezontle (B-TZ) inició con un valor de pH ligeramente elevado, sin embargo a partir del día 5 hasta el día 60 (período de aclimatación) el valor promedio del efluente fue de  $7.2 \pm 0.2$ . El efluente del biofiltro anaerobio con carbón activado granular (B-CAG), al igual que el B-TZ, presentó un valor elevado al inicio de la aclimatación (7.85), aunque de la misma manera desde el día 5 hasta el término de la aclimatación mantuvo un valor promedio muy cercano al neutro ( $7.0 \pm 0.2$ ). En el caso del biofiltro anaerobio con cubos de poliuretano (B-CPU) se empezó el seguimiento formal a partir del día 38, el valor de pH promedio en el período días 38-60 desde el arranque del sistema fue de  $7.2 \pm 0.2$ . Tanto en el influente como en los 3 efluentes se determinaron valores de pH dentro del intervalo propicio para el desarrollo de la biomasa anaerobia de 6.5-8.2 (Speece, 1996).

Uno de los principales problemas que puede presentarse durante el arranque de sistemas anaerobios es la acidificación del sistema, la cual generalmente se produce por una sobrecarga orgánica, ya que la biodegradación ácida puede volverse predominante sobre la degradación metanogénica, resultando en la acidificación del sistema; además, durante la etapa de arranque y aclimatación es común encontrar una población menor de las bacterias metanogénicas.



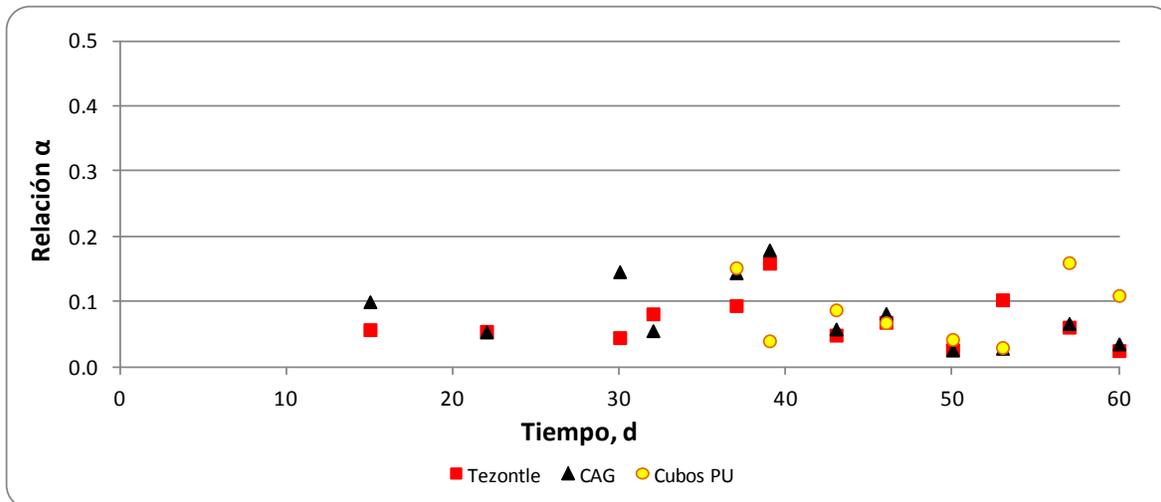
**Figura 5.3 Variación de pH durante el período de aclimatación**

En la Figura 5.4 se presenta la variación de la alcalinidad total en el proceso de aclimatación. La alcalinidad total en el efluente del B-TZ fue inicialmente de 184 mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, y disminuyó durante los siguientes días de la aclimatación alcanzando valores alrededor de 160 mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> al día 42 desde el arranque. La alcalinidad en el efluente del B-CAG tuvo un comportamiento muy similar al B-TZ. En el caso del B-CPU la determinación de la alcalinidad en el efluente del biofiltro reparado empezó el día 38 y como se observa en la Figura 5.4, en el período de los días 38 al 60 se obtuvieron valores similares a los determinados en B-TZ y B-CAG.



**Figura 5.4 Variación de la alcalinidad total durante el período de aclimatación**

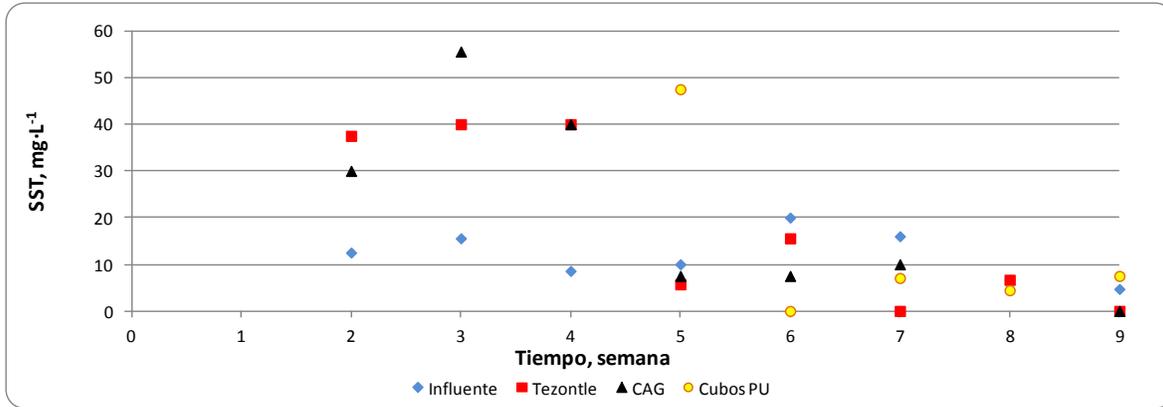
En la Figura 5.5 se presenta la variación de la relación  $\alpha$  en el proceso de aclimatación. Los valores de la relación  $\alpha$  representan la estabilidad de los reactores anaerobios por lo que al mantener un valor menor a 0.4 la capacidad amortiguadora es la necesaria para neutralizar los AGV generados en la degradación anaerobia (Rojas, 1988). Como se observa en la figura todos los valores presentados en la gráfica se mantienen por debajo de 0.4 lo que indica que el arranque de los tres biofiltros se llevó a cabo sin problemas de acidificación. Los valores  $\alpha$  promedio fueron los siguientes: 0.07, 0.08 y 0.09 para los biofiltros empacados con tezontle, CAG y cubos de poliuretano, respectivamente.



**Figura 5.5 Variación de la relación  $\alpha$  durante el período de aclimatación**

### 5.4.3 Sólidos suspendidos totales y volátiles

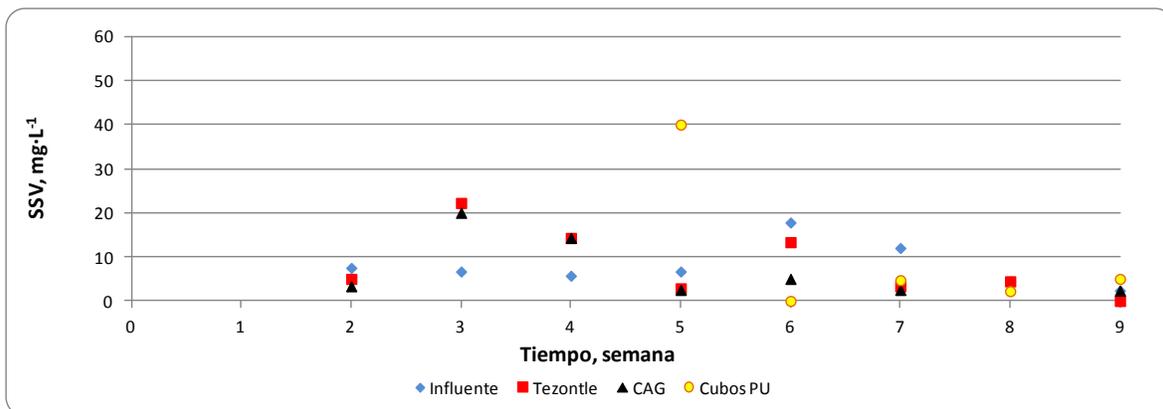
En la Figura 5.6 se presenta la variación de los SST durante el período de aclimatación. El agua residual sintética que se alimenta a los biofiltros anaerobios posee una cantidad de sólidos suspendidos totales muy baja. Los valores de SST obtenidos durante la primera semana no se encuentran graficados en la Figura 5.6, sus valores fueron elevados ( $680\text{-}760\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) mucho mayores en comparación con el intervalo en el cual variaron durante el resto del período de aclimatación (de  $0$  a  $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Lo anterior se debió a la transformación del inóculo usado en los biofiltros; el lodo granular al entrar en contacto con el agua residual sintética se desintegró y con el flujo ascendente del agua residual una parte de la biomasa quedó atrapada en el lecho o se adhirió al medio de empaque y la otra salió del biofiltro con el efluente. Desde la segunda semana en adelante, los valores de SST fueron menores de  $60\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en los efluentes de todos los biofiltros. Los valores promedio fueron de  $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en las semanas 3, 4 y 5 para los biofiltros con tezontle y CAG, mientras que para las semanas 5 a la 9, los valores promedio para ambos biofiltros fueron menores de  $6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . En el caso del B-CPU, se inició su operación el día 38 desde el arranque, obteniéndose en el efluente una concentración de SST de  $48\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , siendo el promedio de  $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  durante las semanas 6-9.



**Figura 5.6 Variación de los SST durante el período de aclimatación**

En la Figura 5.7 se presenta la variación de los SSV en el período de aclimatación. De la misma manera como en el caso de los SST, los valores de SSV durante la primera semana fueron altos ( $490\text{-}520\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) en los biofiltros B-TZ y B-CAG. Después, los valores de SSV se mantuvieron por debajo de  $23\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , teniendo valores promedio de 8 y  $6\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para los B-TZ y B-CAG, respectivamente. En el caso del B-CPU, después del reinicio de la operación, el valor fue de  $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y, posteriormente, tuvo un valor promedio de  $3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Como se pudo observar, tanto los SST como los SSV fueron muy bajos sin tomar en cuenta los de la primera semana cuando parte de la biomasa recién inoculada se desintegró y salió con el efluente debido a que no se fijó al material de empaque.

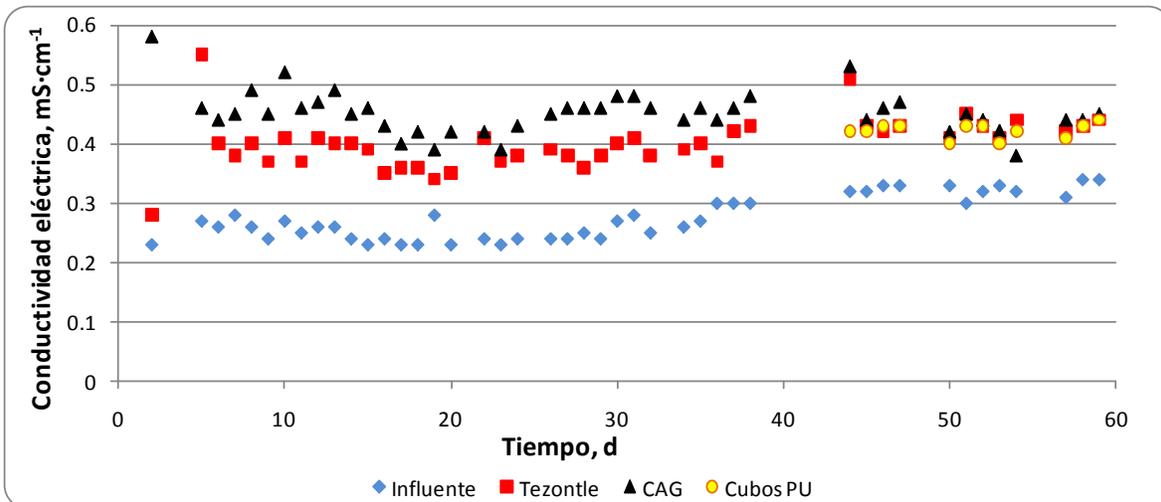


**Figura 5.7 Variación de los SSV durante el período de aclimatación**

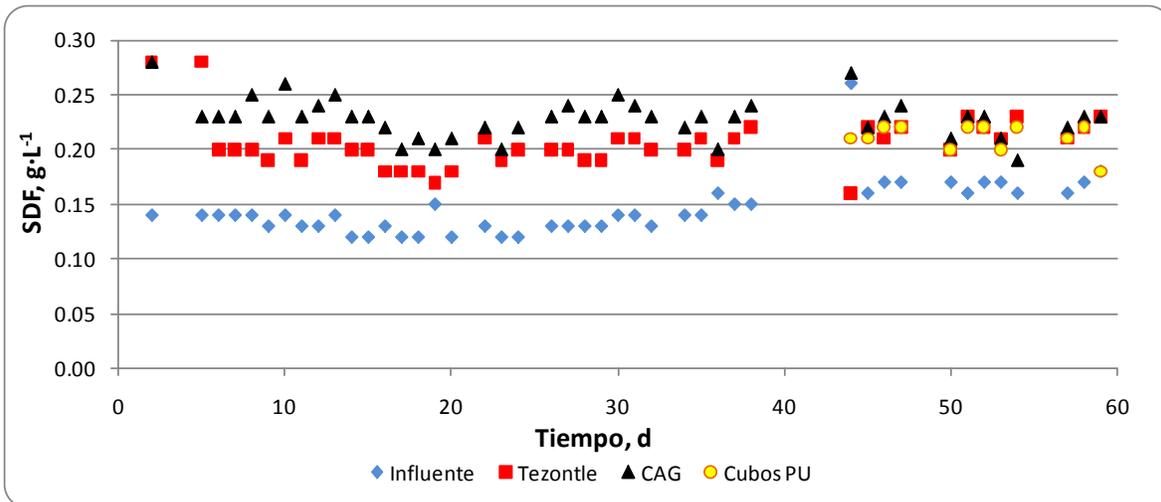
#### 5.4.4 Conductividad eléctrica y sólidos disueltos fijos

En la Figura 5.8 se presenta la variación de la conductividad eléctrica (CE) en el período de aclimatación. La CE promedio del agua sintética (influyente) fue de  $0.28 \pm 0.04 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ . Como se observa en la Figura 5.8, la CE para los efluentes de los 3 biofiltros fueron mayores comparados con el influente. Los valores promedio para los efluentes fueron de  $0.40 \pm 0.04$ ,  $0.45 \pm 0.04$  y  $0.42 \pm 0.01 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  para los B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente. La diferencia entre el influente y los efluentes indica la presencia de mayor concentración de iones en los últimos. Debe recordarse que la CE aumentará conforme aumente la concentración de iones en la solución; en este caso, la composición del agua sintética tratada contiene compuestos organoclorados, por lo que es probable que dicho aumento sea el resultado de la liberación de iones de cloruro. Debe mencionarse también que en el período de aclimatación los resultados mostraban que el efluente del B-CAG arrojaba los valores más altos de CE; sin embargo, después del día 35 esta tendencia empezó a modificarse obteniéndose valores muy similares para los tres efluentes.

En la Figura 5.9 se presenta la variación de los sólidos disueltos fijos (SDF) en el período de aclimatación. El valor promedio del influente fue de  $0.15 \pm 0.02 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ , mientras que los valores de los efluentes fueron de  $0.21 \pm 0.02$ ,  $0.19 \pm 0.02$  y  $0.21 \pm 0.01$  para B-TZ, B-CAG y B-CPU respectivamente. Al inicio de la operación de los biofiltros con tezontle y CAG presentaron valores de  $0.28 \text{ g/L}$  que, para el día 6 de operación, disminuyeron a valores de  $0.2$  y  $0.23 \text{ g/L}$  para el B-TZ y el B-CAG, respectivamente. La diferencia entre los efluentes y el influente es de alrededor de  $60$  a  $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , lo que confirma nuevamente que a la salida de los biofiltros hay presencia de iones disueltos en los efluentes de los tres biofiltros. El comportamiento de los sólidos disueltos fijos se encuentra fuertemente relacionado con la conductividad eléctrica ya que al igual que la CE los valores de SDF presentaron valores más altos en los efluentes de B-CAG en el primer mes del período de aclimatación; sin embargo, posterior al día 40 los valores de los tres biofiltros mostraron una variación muy parecida.



**Figura 5.8 Variación de la CE (aclimatación)**



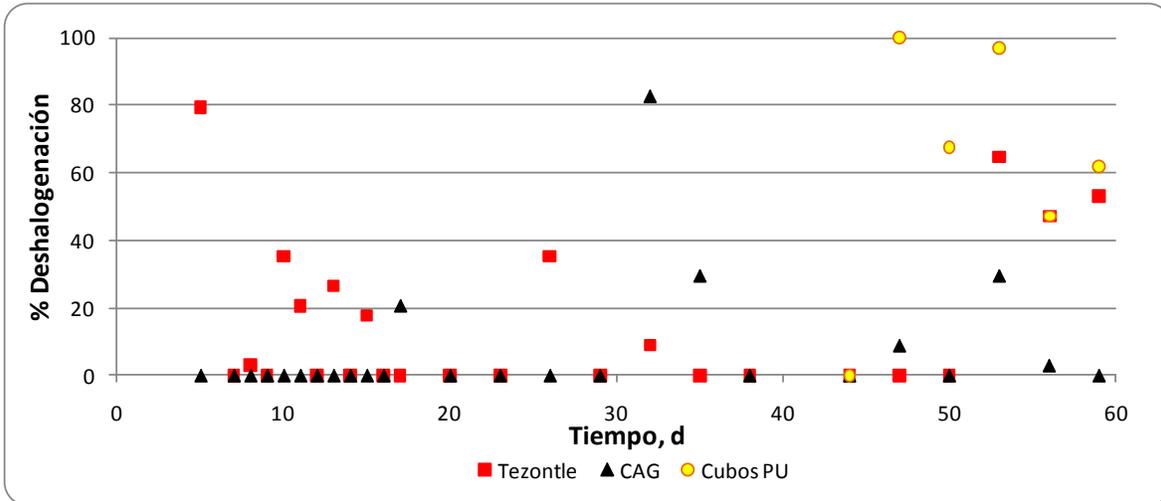
**Figura 5.9 Variación de los sólidos disueltos fijos (aclimatación)**

### 5.4.5 Deshalogenación

El porcentaje de deshalogenación permite visualizar el aporte de cloruros liberados del proceso de biotransformación de los clorobencenos en los biofiltros anaerobios. El porcentaje de deshalogenación se determina como la relación porcentual entre la cantidad de cloruros liberados en el proceso y la cantidad total posible de cloruros liberados calculada teóricamente. En el Anexo B se presenta más a detalle la determinación del porcentaje de deshalogenación. En la Figura 5.10 se observan los porcentajes de

deshalogenación obtenidos en los biofiltros durante la aclimatación. El B-TZ presentó un valor de 80% de deshalogenación el día 5 desde el arranque, pero en los siguientes 3 días prácticamente no hubo deshalogenación. En el período de los días 10-18 desde el arranque hubo variación entre 0 y 38%. En los siguientes días hasta el día 50 prácticamente no hubo deshalogenación, hasta que en el período día 53-60 se determinaron porcentajes de deshalogenación entre 43 y 62%. El B-CAG presentó valores nulos de deshalogenación los primeros treinta días de operación; para el día 32 de aclimatación se presentó un valor de 82%, después disminuyó nuevamente en el día 35 a un valor de 30% y el día 38 otra vez a cero. Durante los últimos 15 días de aclimatación el B-CAG sólo presentó una ligera deshalogenación del 9% el día 47 y de 30% el día 53. El porcentaje de deshalogenación para el B-CPU empezó a determinarse el día 44. El primer resultado obtenido fue nulo, sin embargo, para el día 47 se obtuvo una completa deshalogenación (100%) y en los días posteriores (día 50 al 60) se determinó una deshalogenación promedio del 68%.

Al analizar los resultados de remoción de materia orgánica, se observó que en el período días 45-60 desde el arranque ya se presentó una estabilidad del proceso con respecto a la remoción de la DQO en los tres biofiltros. Además los valores de pH, alcalinidad, relación  $\alpha$  indicaban que no hay problemas en el desarrollo del proceso de degradación anaerobia. Analizando la deshalogenación, se observó que ésta se manifestó más claramente después del día 50 en B-TZ y B-CPU alcanzando valores mayores de 45%. Sin embargo, en el B-CAG seguía variando entre 0 y 29%, a pesar de que como ya se mencionó anteriormente, en este reactor se había logrado la mayor remoción de la DQO. Se sabe que para la deshalogenación reductiva se necesita la presencia de un donador de electrones que en este experimento se espera que sean el ácido acético y el hidrógeno formados en la primera fase de degradación de la glucosa. Una explicación de lo observado en el B-CAG es que en el reactor no se tenían suficientes compuestos generadores de electrones, lo cual puede ser debido a que los subproductos se convirtieron rápidamente en  $\text{CH}_4$  y  $\text{CO}_2$  o fueron asimilados por la biomasa y usados para su desarrollo de forma más activa que en los otros reactores.



**Figura 5.10** Porcentaje de deshalogenación (período de aclimatación)

Debido a que en los B-TZ y B-CPU se habían alcanzado todos los criterios de aclimatación y que en el B-CAG no se podía lograr solo la deshalogenación establecida como criterio, se decidió proceder al período de la evaluación de la primera fase experimental, esperando que operando en las mismas condiciones se alcanzará este criterio para B-CAG durante esta fase.

#### 5.4.6 Temperatura

En la Tabla 5.2 se presenta la temperatura promedio, mínima y máxima del influente y de los efluentes de los biofiltros. En el caso del influente, el valor promedio al que se suministró el agua sintética se encuentra ligeramente por debajo del rango óptimo para los organismos anaerobios de 25 a 35°C, según Malina y Pohland (1992). Los efluentes de los biofiltros mantuvieron el mismo comportamiento que el influente ya que sus temperaturas promedio se encuentran muy cercanas de los 25°C. Debe mencionarse que los biofiltros anaerobios no contaron con equipo para controlar la temperatura, por lo que el agua sintética era preparada casi a diario y la temperatura del agua residual tuvo variaciones de acuerdo con las condiciones climáticas del día.

Los valores presentes en la Tabla 5.2 indican que la temperatura promedio a la que operaron los biofiltros fue ligeramente menor del rango recomendado para el desarrollo de los organismos anaerobios (Malina y Pohland, 1992).

**Tabla 5.2 Temperatura promedio, mínima y máxima de influente y efluentes durante el período de aclimatación**

	Promedio	Mínimo	Máximo
Influente	24.7±2.7	20	28.2
B-TZ	24.7±2.6	20	28.6
B-CAG	24.8±2.7	20	28.6
B-CPU	27.4±0.8	25.3	28.2

### 5.5 Desempeño de los biofiltros aplicando diferentes COV

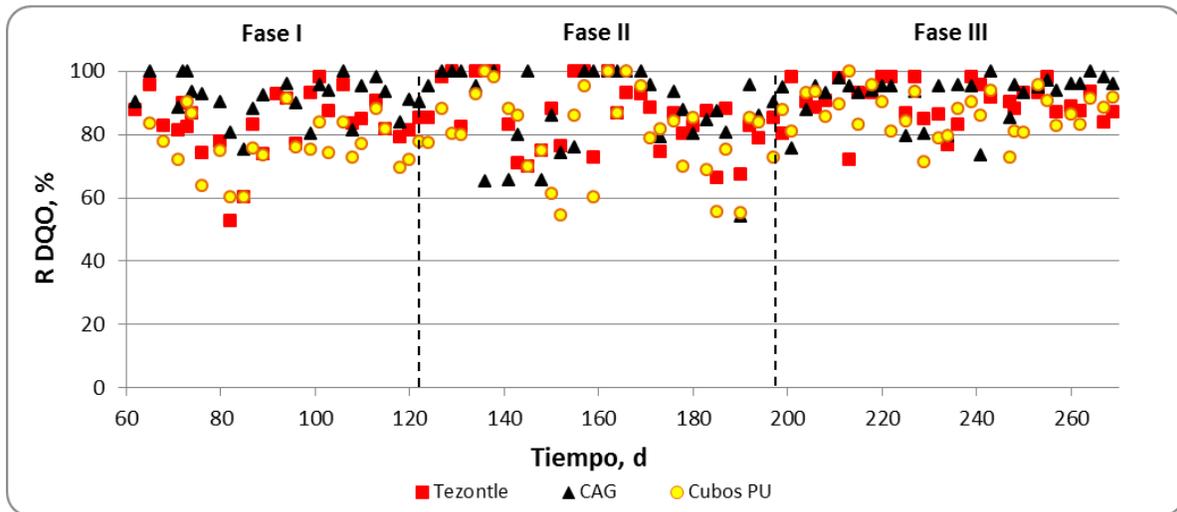
Después del período de aclimatación empezó la evaluación del desempeño de los biofiltros aplicando diferentes cargas orgánicas volumétricas (COV). Durante la primera fase experimental se realizó la evaluación del proceso con la misma COV del período de aclimatación, de  $0.13 \pm 0.01 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . Este período inició el día 62 y terminó el día 122. Posteriormente, la carga se aumentó a un valor promedio de  $0.20 \pm 0.01 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  (fase II), desde el día 123 al día 197, para finalizar con  $0.28 \pm 0.02 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  (fase III), en el último período de la etapa experimental, desde el día 198 al día 271.

A continuación se presenta el comportamiento de los diferentes parámetros que se analizaron para el seguimiento de los biofiltros anaerobios.

#### 5.5.1 Remoción de materia orgánica

En el Anexo A se presentan los valores de DQO determinados en el influentes y en los efluentes de los tres reactores. Con base en estos resultados se calcularon las remociones y en la Figura 5.11 se presenta el porcentaje de remoción de la materia orgánica (medida como DQO) en el período de evaluación. Como se puede observar, durante la primera fase experimental hubo una variación grande de la remoción de DQO, entre 53 y 100%. Inicialmente, durante 20 días, se presentó una disminución de la remoción en los tres biofiltros. La disminución fue menor en el B-CAG comparada con la determinada en el resto de los biofiltros. Después, en casi una semana las remociones en los tres reactores aumentaron y se estabilizaron. En la Tabla 5.3 se presentan los promedios y las

desviaciones estándar determinados en los tres biofiltros. Se observa que la mayor remoción de DQO y la menor desviación estándar se obtuvieron en el B-CAG. En un 8% menor fue la remoción en el B-TZ en el cual se determinó la desviación estándar más alta. La remoción de DQO en el B-CPU fue en un 6% menor que la obtenida en el B-TZ y en un 14% menor que la obtenida en el B-CAG.



**Figura 5.11 Remoción de la materia orgánica (período de evaluación)**

**Tabla 5.3 Remoción promedio de materia orgánica medida como DQO en las diferentes fases para los reactores en estudio**

	Fase I	Fase II	Fase III
<b>COV (<math>\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}</math>)</b>	0.13±0.01	0.20±0.01	0.28±0.02
<b>B-TZ (%)</b>	83.3±10.3	85.7±10.5	90.0±6.5
<b>B-CAG (%)</b>	91.2±6.9	88.1±12.7	92.1±7.0
<b>B-CPU (%)</b>	76.7±8.7	80.3±13.2	86.8±6.6

Al aumentar la carga orgánica de  $0.13$  a  $0.20 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$  al inicio de fase II no se observó una disminución de las remociones de DQO en los reactores (Figura 5.11). Sin embargo, la variación de la remoción de DQO fue igual a la observada en la fase anterior. La remoción promedio de la DQO en los B-TZ y B-CPU durante fase II fue solamente de 3% mayor que la determinada en la fase I. En el B-CAG se determinó una remoción promedio de 88%, es

decir en un 3% menos que en la fase I. Las desviaciones estándar de la remoción de DQO durante la fase II fueron muy similares en los tres reactores.

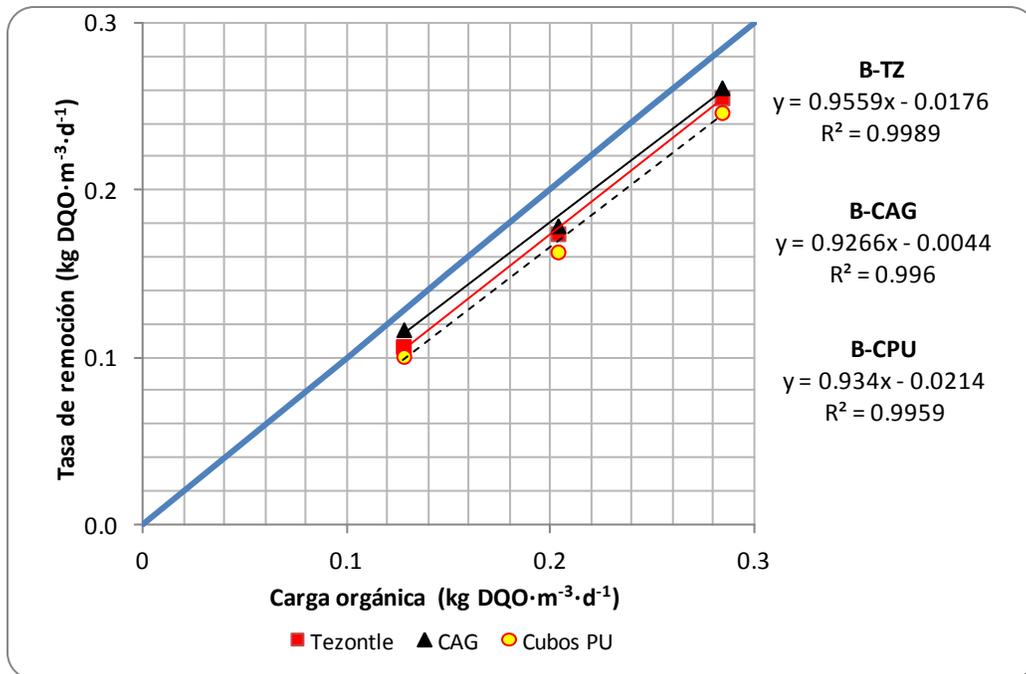
El incremento de la carga orgánica al inicio de la fase III, de  $0.20$  a  $0.28 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ , tampoco provocó disminución de las remociones. Como se observa en la Figura 5.11, durante la fase III disminuyó la variación de la remoción de DQO en los tres reactores. Los promedios de las remociones de DQO aumentaron ligeramente en los tres reactores comparados con los determinados para la fase II. La mayor remoción promedio durante la fase III se determinó en el B-CAG, solamente fue 2% menor que el promedio en el B-TZ y de 4% menor para el promedio en el B-CPU.

El incremento de la COV a lo largo de las tres fases, permitió observar de qué manera influye sobre los procesos de degradación y, por consecuencia, el desempeño de los biofiltros; de acuerdo con los resultados, el aumento de COV no afectó negativamente a los biofiltros en ninguna de las fases, resultando en un aumento de la eficiencia de remoción. Este comportamiento indica que aún con la carga orgánica más alta aplicada ( $0.28 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ) los microorganismos que se encuentran en los biofiltros son capaces de asimilar dicha carga.

En el Anexo C se presenta de manera extensa el análisis estadístico de los resultados. Con base en este análisis, en la fase I se confirma que existe una diferencia significativa en el desempeño de los biofiltros. En la fase II, también se confirma una diferencia significativa; sin embargo, en la comparación de medias, esta diferencia sólo es significativa para el par de medias de B-CAG y B-CPU. En la fase III, también existe una diferencia significativa entre el desempeño de los biofiltros y en el análisis de diferencia mínima significativa, sólo el par de medias de B-CAG y B-CPU tuvo una diferencia significativa.

En la Figura 5.12 se presenta el comportamiento de la tasa de remoción de materia orgánica (medida como DQO) con respecto a la COV. En la figura se encuentra una línea diagonal sólida que representa una remoción del 100% de la materia orgánica. Las líneas de tendencia de la correlación lineal entre la tasa de remoción de DQO y la carga orgánica indican que la tasa de remoción de materia orgánica aumenta con la carga orgánica y que

las mayores tasas se obtuvieron en el B-CAG, seguido por B-TZ y B-CPU. Debe destacarse que mientras más alejada se encuentre la línea de tendencia de la teórica de remoción del 100%, la eficiencia de remoción del biofiltro es menor. En la Figura 5.12 se observa que la línea de tendencia más cercana a la diagonal de remoción completa es la del B-CAG, seguido por la del B-TZ y, finalmente, el B-CPU.

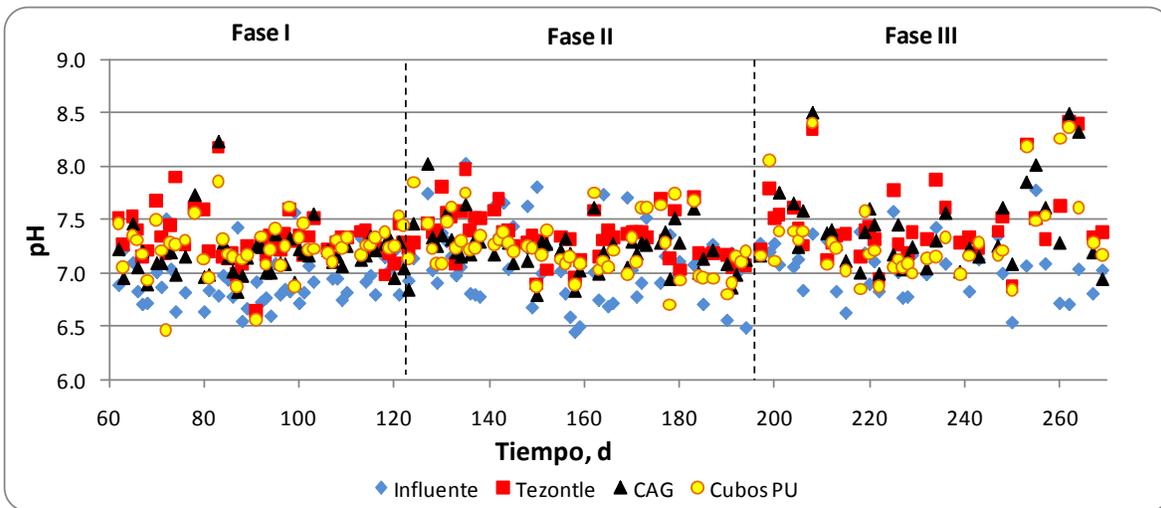


**Figura 5.12 Comportamiento de la tasa de remoción de materia orgánica con respecto de la COV**

### 5.5.2 Variaciones del pH, alcalinidad y relación $\alpha$

En la Figura 5.13 se presenta la variación de pH en el período de evaluación de COV. En la fase I los valores promedio fueron los siguientes: el influente tuvo un valor de  $6.9 \pm 0.02$ , el B-TZ de  $7.3 \pm 0.02$ , el B-CAG de  $7.2 \pm 0.02$  y el B-CPU de 7.2. Se aprecia un ligero aumento de pH de los efluentes con respecto del influente; sin embargo, los valores obtenidos en los efluentes se encuentran muy cercanos a la neutralidad y no afecta la viabilidad de los microorganismos. En la fase II con una COV de  $0.20 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  los valores de pH se mantuvieron igual que en la fase I a excepción del influente que tuvo un valor promedio de  $7.1 \pm 0.4$ . Para la fase III los valores promedio fueron de  $7.1 \pm 0.3$  para el influente, el B-TZ

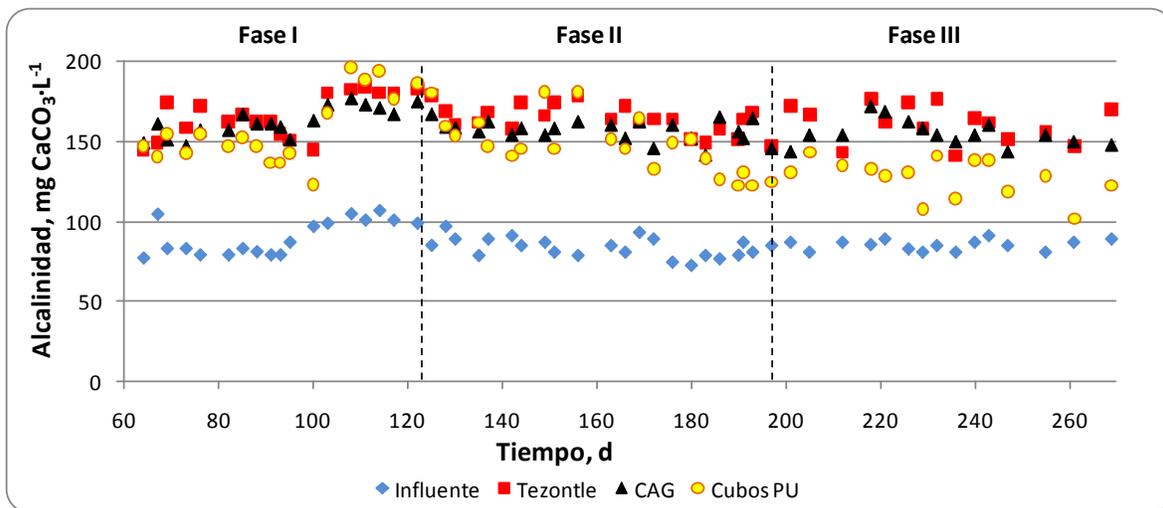
de  $7.5 \pm 0.4$ , el B-CAG de  $7.4 \pm 0.4$  y el B-CPU de  $7.3 \pm 0.4$ . De acuerdo con los valores obtenidos, los biofiltros anaerobios presentaron condiciones propicias para el desarrollo de los microorganismos durante la degradación anaerobia. Así mismo se observa en la Figura 5.13 que en los primeros días del aumento de la COV se registró un ligero aumento en el pH aproximadamente en los veinte días posteriores del incremento de la carga orgánica; sin embargo, después de ese período el pH vuelve a fluctuar alrededor de 7.



**Figura 5.13 Variación de pH (período de evaluación)**

En la Figura 5.14 se presenta el comportamiento de la alcalinidad total en el período de evaluación. Como se puede observar la respuesta que tuvieron los biofiltros en la fase I fue muy similar. El influente presentó una alcalinidad total promedio de  $90 \pm 11 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , mientras que los efluentes de los biofiltros tuvieron valores promedio de  $166 \pm 14$ ,  $162 \pm 9$  y  $158 \pm 22 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente. Para la fase II los resultados fueron muy similares; en el caso del influente se tuvo una alcalinidad total promedio de  $84 \pm 6.3 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , los influentes presentaron valores de  $164 \pm 9$ ,  $156 \pm 7$  y  $148 \pm 18 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente. Como se observa los valores obtenidos durante la fase I comparados con los obtenidos en la fase II, tienen una diferencia relativamente baja (menos de  $10 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ). En la fase III, no hubo un cambio significativo en la respuesta de la alcalinidad total. El influente tuvo una alcalinidad promedio de  $86 \pm 3 \text{ mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ , mientras que los efluentes tuvieron las siguientes

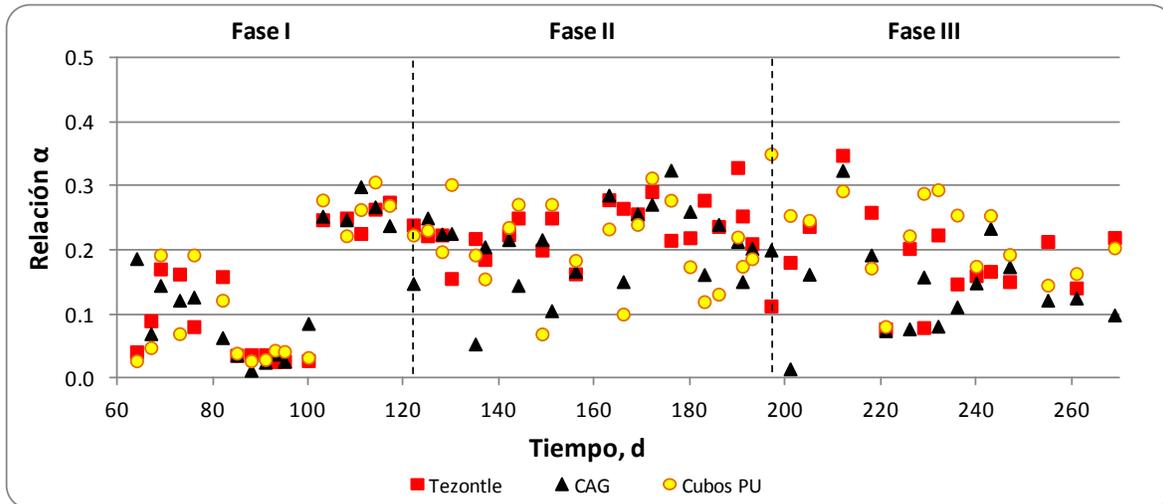
alcalinidades:  $162 \pm 12$ ,  $155 \pm 8$  y  $128 \pm 12$  mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente. Como se puede observar con los valores obtenidos para la alcalinidad total, el comportamiento de este parámetro se mantuvo sin variaciones importantes a lo largo de las tres fases. De manera específica los valores obtenidos a lo largo de las fases (en el caso de los efluentes) fueron disminuyendo, es decir, para el B-TZ fue de 166, 164 y 155 mg  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ; este mismo comportamiento lo presentaron el B-CAG y el B-CPU. Lo anterior podría deberse a que, mientras aumentaba la COV, el sistema necesitó un aporte mayor de alcalinidad para contrarrestar los AGV producidos en la degradación anaerobia, lo que provocó una ligera disminución en la alcalinidad total en los efluentes, pero en todos los reactores se producía alcalinidad y ésta permaneció con valores mayores que la alcalinidad del influente.



**Figura 5.14 Variación de la alcalinidad total (período de evaluación)**

En la Figura 5.15 se presenta la variación de la relación  $\alpha$  en el período de evaluación. Como se mencionó anteriormente el valor de  $\alpha$  debe ser menor de 0.4 para tener un reactor estable (Rojas, 1988); en este caso, de acuerdo con la figura, puede notarse que todos los valores de los efluentes se mantuvieron por debajo de 0.4. La distribución que mantuvo el valor de  $\alpha$  fue ligeramente diferente a lo largo de las fases. En la fase I, entre los días 60 y 100, mantuvo valores menores a 0.2, para el resto de los días de esta fase, los valores se mantuvieron alrededor de 0.25. En el período de la fase II, los efluentes de los biofiltros

tuvieron una mayor dispersión en la respuesta del valor  $\alpha$ , los cuales variaron desde 0.05 hasta 0.33. Las respuesta de la relación  $\alpha$  en la fase III, se mantuvo de la misma manera que las fases anteriores debajo de 0.4, sin embargo en esta última fase la mayoría de los valores obtenidos no superaron el 0.3, indicando una estabilidad aceptable de los biorreactores.



**Figura 5.15** Variación de la relación  $\alpha$  (período de evaluación)

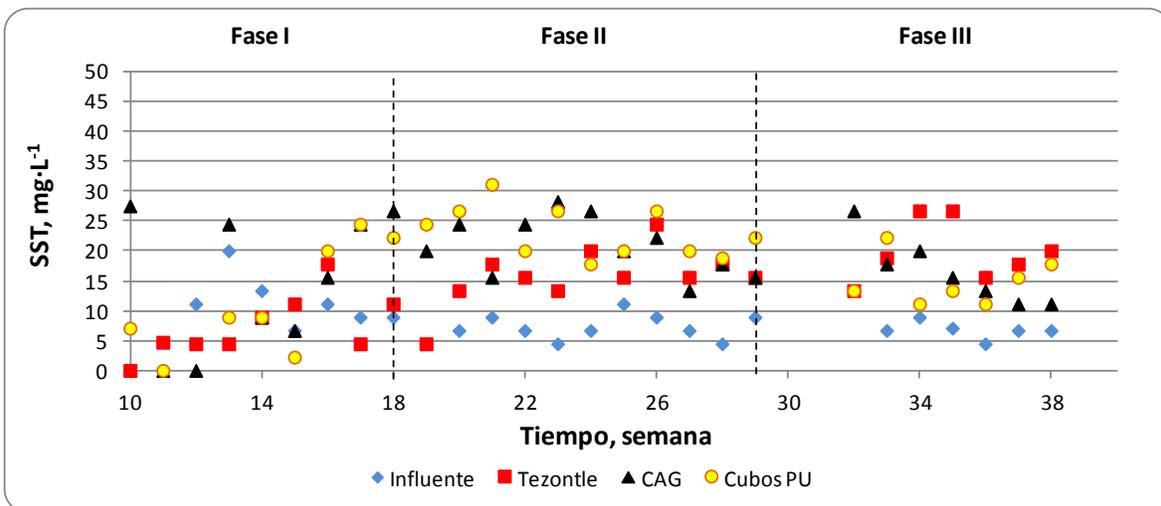
La cantidad de ácidos grasos volátiles (AGV) generados en el proceso se calculó de acuerdo con Jenkins *et al.*, (1991) usando las alcalinidades determinadas a pH de 5.75 y 4.3. Los resultados se presentan en el Anexo D.

Los AGV calculados tuvieron una fluctuación muy amplia. Los valores máximos fueron de alrededor de  $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , en todo el período de evaluación hasta valores negativos. Se sabe que cantidades tan bajas de AGV no presentan problemas para la estabilidad de los reactores. De acuerdo con Barber y Stuckey (1999), a niveles de  $4,500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , se presenta inhibición en los procesos anaerobios por la acumulación de AGV.

Al respecto de los valores negativos de AGV, Jenkins *et al.* (1991) mencionan que cuando en la muestra analizada existe una concentración muy baja de AGV se presenta una pobre correlación entre el valor real y el calculado; es decir, que cuando exista una concentración baja de AGV, el valor calculado puede mostrar valores negativos.

### 5.5.3 Sólidos suspendidos totales y volátiles

En la Figura 5.16 se presenta el comportamiento de los sólidos suspendidos totales (SST) en el período de evaluación. Como se puede observar en la figura, los valores de SST en los efluentes de los tres biofiltros anaerobios a lo largo de las tres fases fueron bajos, teniendo valores máximos de  $32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . El influente tuvo una aportación menor de SST, con un promedio de  $8.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en las tres fases. Los SST en los efluentes presentaron un comportamiento diferente a lo largo de las fases. En la fase I, se obtuvieron los valores más bajos, teniendo valores promedio de  $7\pm 5$ ,  $15\pm 11$  y  $10\pm 9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente. Al aplicar una COV mayor en la fase II, los efluentes presentaron mayor contenido de SST, alcanzando valores de  $16\pm 5$ ,  $21\pm 5$  y  $23\pm 4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente. Finalmente en la fase III, la concentración de SST disminuyó para los biofiltros anaerobios con CAG y cubos de poliuretano, obteniéndose valores de  $17\pm 6$  y  $15\pm 4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente; en esta fase, el B-TZ no mantuvo el mismo comportamiento que los demás biofiltros y se ubicó en un valor mayor comparado con la fase II, siendo la concentración promedio de  $20\pm 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

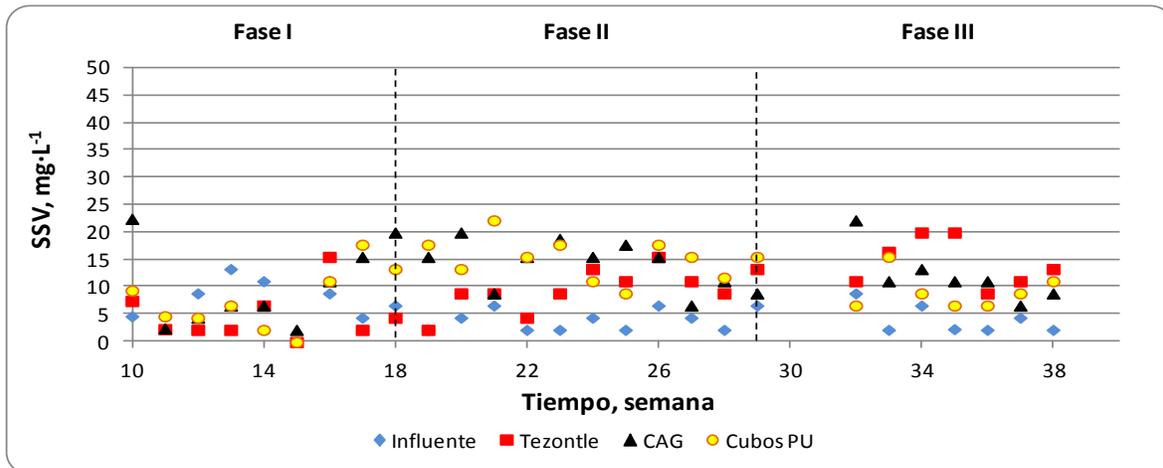


**Figura 5.16 Variación de sólidos suspendidos totales (período de evaluación)**

En la Figura 5.17 se presenta el comportamiento de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el período de evaluación. El comportamiento de los SSV a lo largo de las fases coincidió en gran medida con los SST. En lo que corresponde al influente tuvo un valor promedio de  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  a lo largo de la tres fases, este valor corresponde a una relación SSV/SST de 60%. Los SST en los efluentes de los biofiltros presentaron valores bajos durante las tres fases de

evaluación, teniendo valores máximos de  $23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . En la fase I se obtuvieron los valores más bajos, resultando en concentraciones promedio de  $5\pm 5$ ,  $10\pm 8$  y  $8\pm 6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente; estos valores representan el 65, 68 y 76% de los valores de SST para cada uno de los biofiltros. En la fase II, los valores se incrementaron con respecto a la fase I a  $10\pm 4$ ,  $14\pm 4$  y  $15\pm 4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente; las relaciones SSV/SST fueron de 62, 68 y 66%. Finalmente, en la fase III hubo una disminución de SSV en dos biofiltros anaerobios; en el caso del B-CAG se obtuvo un valor promedio de  $12\pm 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  con 73% de SSV/SST y en el B-CPU el promedio fue de  $9\pm 3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , teniendo una relación SSV/SST de 62%; este comportamiento de disminución no la presentó el B-TZ puesto que aumentó a  $15\pm 5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  presentando una relación de 73% de SSV/SST.

Las concentraciones de los SST y SSV en los efluentes fueron bajas en las tres fases, lo que indica que no hubo grandes pérdidas de biomasa de los biofiltros anaerobios. Asimismo debe señalarse que el incremento de la COV no provocó un incremento significativo de los SSV en los efluentes, en la fase III incluso hubo disminución de este parámetro en dos de los tres biofiltros evaluados.

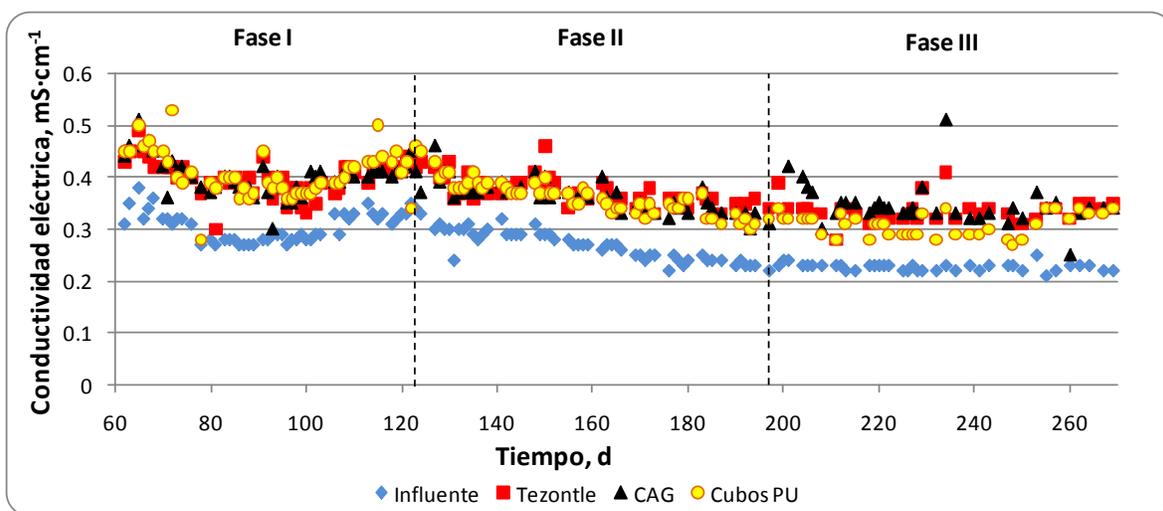


**Figura 5.17** Variación de sólidos suspendidos volátiles (período de evaluación)

### 5.5.4 Conductividad eléctrica y sólidos disueltos fijos

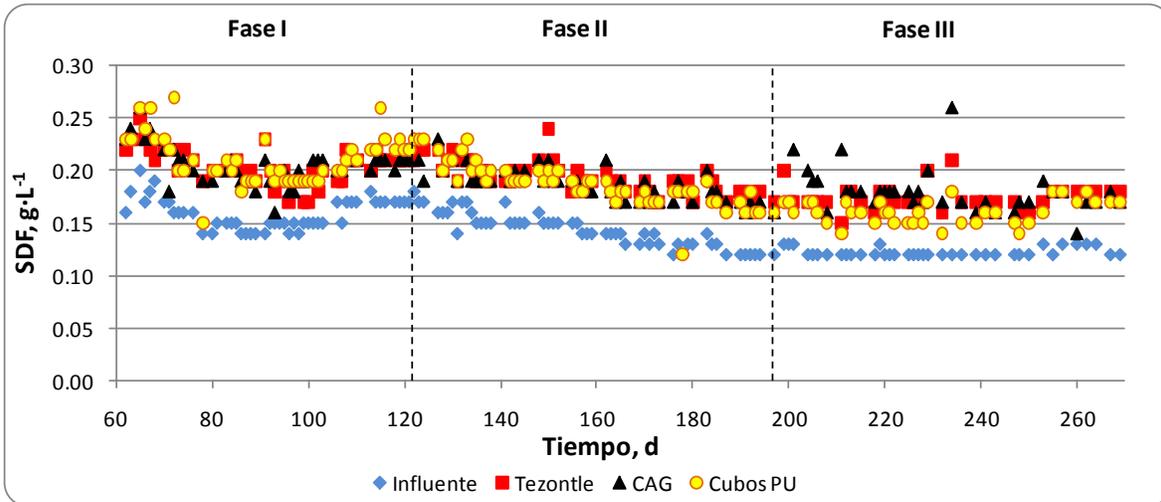
En la Figura 5.18 se presenta la variación de la conductividad eléctrica durante la evaluación del proceso aplicando diferentes cargas orgánicas. En la fase I se obtuvieron los

siguientes resultados: el influente tuvo un valor promedio de  $0.31 \pm 0.03 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ , mientras que los efluentes presentaron valores mayores con respecto al influente. El B-TZ presentó un valor promedio de  $0.4 \pm 0.03 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ , el B-CAG de  $0.4 \pm 0.04 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  y el B-CPU de  $0.41 \pm 0.04 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ , por lo que los tres biofiltros tuvieron un comportamiento similar en lo que corresponde a la liberación de iones que resultan en un aumento de la conductividad eléctrica. Para la fase II, el influente tuvo un valor promedio de  $0.27 \pm 0.03 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ , en el caso de los efluentes de los biofiltros los valores obtenidos fueron de  $0.37 \pm 0.03$ ,  $0.36 \pm 0.03$  y  $0.36 \pm 0.04 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente. En la fase II, la diferencia entre el influente y los efluentes se mantuvo muy similar en comparación con la fase I, es decir, los efluentes tuvieron un incremento en 0.09 a  $0.1 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ . Finalmente, para la fase III, el influente tuvo un valor promedio de  $0.23 \pm 0.01 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  y los efluentes de  $0.33 \pm 0.02 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ ,  $0.34 \pm 0.04 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  y  $0.31 \pm 0.02 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  para el B-TZ, B-CAG y B-CPU, respectivamente. Como se puede observar, en las tres fases a pesar de que se alimentó un agua residual sintética con la misma composición, la conductividad eléctrica disminuyó a lo largo de todo el período experimental; esta disminución de  $0.08 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$  influyó directamente a los efluentes ya que mantuvieron una similar disminución de iones como se observa claramente en la Figura 5.18. Lo anterior indica que el aumento de la COV no afecta la respuesta de la conductividad eléctrica, ya que se liberan iones en la misma proporción en todas las fases.



**Figura 5.18** Variación de la conductividad eléctrica (período de evaluación)

En la Figura 5.19 se presenta la variación de los sólidos disueltos fijos (SDF) durante el período de evaluación. Los valores promedio de SDF para el influente y los efluentes anaerobios se presentan en la Tabla 5.4.



**Figura 5.19** Variación de los SDF (período de evaluación)

**Tabla 5.4** Valores promedio de SDF en el influente y en los efluentes\*

	Influente	B-TZ	B-CAG	B-CPU
Fase I	0.16±0.01	0.20±0.02	0.21±0.02	0.21±0.02
Fase II	0.14±0.02	0.19±0.02	0.19±0.02	0.19±0.02
Fase III	0.12±0.01	0.17±0.02	0.18±0.02	0.16±0.02

\* Valores en  $g \cdot L^{-1}$

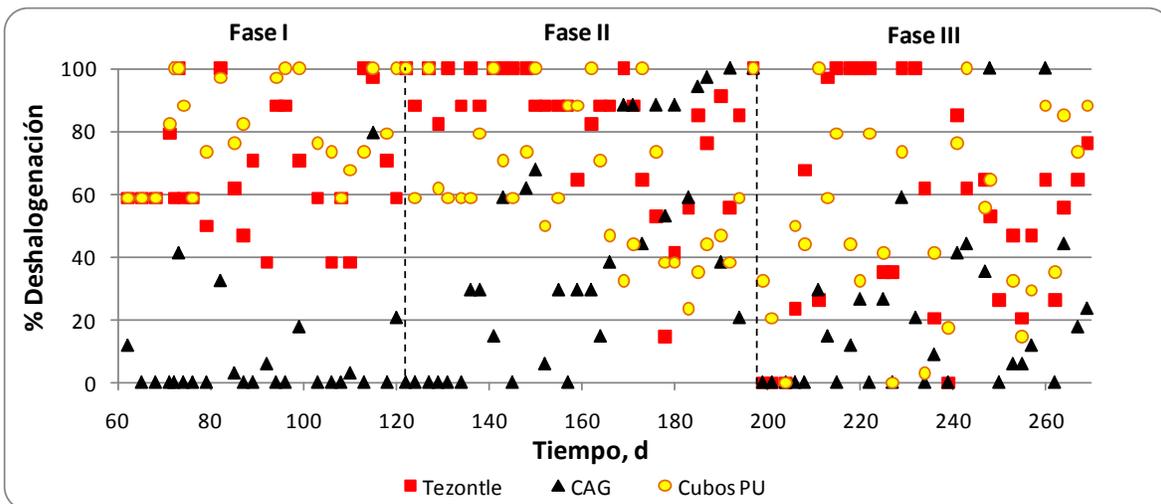
De la misma manera que la conductividad eléctrica, los valores de los sólidos disueltos fijos en el influente disminuyeron ligeramente en el transcurso del período experimental lo cual provocó una disminución paulatina en los efluentes. Lo anterior a pesar que la concentración del influente fue la misma en todo el desarrollo experimental. Sin embargo, la composición del agua sintética era preparada diariamente, por lo que el error debido a la manipulación puede ser la causa de la disminución de la CE y los SDF a lo largo de las fases evaluadas. Asimismo el agua residual sintética está adicionada con sales para cubrir los requerimientos de macro y micronutrientes; dichas sales se integraban al agua residual

sinéctica por medio de una solución madre (solución concentrada) que se preparaba cada mes. La solución concentrada de sales contribuye de manera directa en la conductividad eléctrica y los SDF asimismo las bajas concentraciones de los micronutrientes permiten que el error en el pesaje de las sales aumente y el influente no tenga las mismas características a lo largo del desarrollo experimental.

De acuerdo con los valores promedio se observa una diferencia significativa entre los valores promedio del influente y los efluentes; esta condición se presenta en todas la fases. Sin embargo, al analizar las diferencias entre los efluentes anaerobios, éstas no son significativas, lo que indica que no se puede atribuir un mejor desempeño en la liberación de iones para alguno de los reactores.

### 5.5.5 Deshalogenación

En la Figura 5.20 se presenta el porcentaje de deshalogenación en el período de evaluación. Como se mencionó anteriormente, el porcentaje de deshalogenación se determina con base en el aporte máximo teórico de liberación de cloruros. Dicha determinación está descrita en el Anexo C.



**Figura 5.20** Porcentaje de deshalogenación (período de evaluación)

Como se puede observar en la Figura 5.20, en el caso del B-TZ inició su desempeño con valores alrededor del 60%, sin embargo, el porcentaje de deshalogenación tuvo una

variación muy amplia desde el 38 al 100%. Una deshalogenación completa se presentó en escasos cuatro días de operación durante la fase I (días 73, 82, 113 y 122). La eficiencia promedio de deshalogenación del B-TZ para la fase I fue de 68%. Al incrementar la COV en la fase II se presentó una respuesta favorable en la deshalogenación de los compuestos organoclorados. Desde los días 124 al 171, se presentaron valores altos de deshalogenación, incluso un período de 7 días seguidos con una completa deshalogenación (días 141 al 148). Después del día 171 los valores disminuyeron hasta obtenerse un 14% de eficiencia. La eficiencia promedio de deshalogenación para la fase II fue de 82%, es decir, un incremento del 14% en la eficiencia comparado con la fase I. Con el último incremento de la COV en la fase II a la III se observó una disminución evidente en la eficiencia de deshalogenación. A pesar de que sí se presentó una completa deshalogenación en períodos de 7 y 3 días seguidos (día 215 al 222 y del día 229 al 232, respectivamente), los valores obtenidos en la mayoría de la fase estuvieron por debajo del 80%. En la fase III se presentó una nula deshalogenación en 4 diferentes días a lo largo del período. La eficiencia promedio de deshalogenación para la fase III fue de 55%, lo que indica una disminución del 27% con respecto a la fase II.

En el caso de B-CAG, en lo que corresponde a la fase I se presentó una eficiencia de deshalogenación muy baja. En la Figura 5.20 se observa que casi en su totalidad los valores de deshalogenación se encuentran por debajo del 40%; así también se distingue claramente la nula deshalogenación que se presentó frecuentemente en esta fase. La eficiencia promedio de deshalogenación para la fase I fue de 8%. Referente a la fase II, el B-CAG inició los primeros días de esta fase con una nula deshalogenación, en los días 136 al 166 se determinaron porcentajes de deshalogenación de 30 hasta el 60%. Los mejores resultados en la fase II se obtuvieron después del día 166 en donde los valores de deshalogenación fluctuaron desde 20% hasta la completa deshalogenación. La eficiencia promedio del B-CAG para la fase II fue de 43%, es decir un incremento del 35% con respecto a la fase I. En la fase III la deshalogenación en el B-CAG se vio disminuida por el aumento de la COV. El incremento de la COV para la fase III afectó la deshalogenación claramente, en los días de operación 199 al 208, ésta fue nula. El proceso de deshalogenación en la fase III tuvo un desempeño inestable ya que como se observa en la Figura 5.20, el biofiltro presentó valores

de deshalogenación desde nulos hasta del 60% exceptuando 2 días (248 y 260) donde hubo una completa deshalogenación. La eficiencia promedio del B-CAG en la fase III fue del 20%, es decir, una disminución del 23% con respecto a la fase II.

Finalmente, en el B-CPU el mejor desempeño de deshalogenación se presentó en la fase I; como se observa en la Figura 5.20, los valores de deshalogenación fueron entre el 60 y 100% en toda la fase I. La eficiencia promedio del B-CPU en la fase I fue de 86%. En lo que corresponde a la respuesta del B-CPU en la fase II, el cambio de COV de la fase I a la fase II afectó negativamente el proceso de deshalogenación. Desde el día de operación 155, la eficiencia empezó a disminuir considerablemente. Los valores obtenidos en la fase II para el B-CPU se situaron entre 24% y una completa deshalogenación. La eficiencia promedio del B-CPU para la fase II fue de 64%, es decir, un decremento del 22% con respecto a la fase I. Finalmente, en lo que se refiere a la fase III, el B-CPU presentó un comportamiento muy variable al no mostrar una tendencia ya sea de baja o alta deshalogenación. La eficiencia promedio del B-CPU para la fase I fue de 55%, es decir, un decremento del 9% con respecto a la fase II.

De acuerdo con lo discutido anteriormente, se pudo observar que la COV en las diferentes etapas tuvo una influencia en la deshalogenación. En la Tabla 5.5 se presentan las eficiencias promedio de deshalogenación que tuvieron los biofiltros.

**Tabla 5.5 Promedios de los porcentajes de deshalogenación en las diferentes fases**

	<b>Fase I</b>	<b>Fase II</b>	<b>Fase III</b>
<b>COV (<math>\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}</math>)</b>	0.13±0.01	0.20±0.01	0.28±0.02
<b>B-TZ (%)</b>	68.0±19	82.4±31	54.6±34
<b>B-CAG (%)</b>	8.3±18	42.7±33	20.2±27
<b>B-CPU (%)</b>	85.5±21	64.2±54	54.5±31

Como se puede observar en el caso del B-TZ y el B-CAG los mejores resultados de deshalogenación se obtuvieron al aplicar una COV de  $0.20 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ , mientras que para el

B-CPU el mejor desempeño de deshalogenación lo mostró al operar bajo una COV de  $0.13 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . Cabe mencionar que estos resultados no coinciden con el desempeño de la remoción de DQO donde se obtuvieron los mejores resultados de los tres biofiltros al operar con la COV de  $0.28 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ .

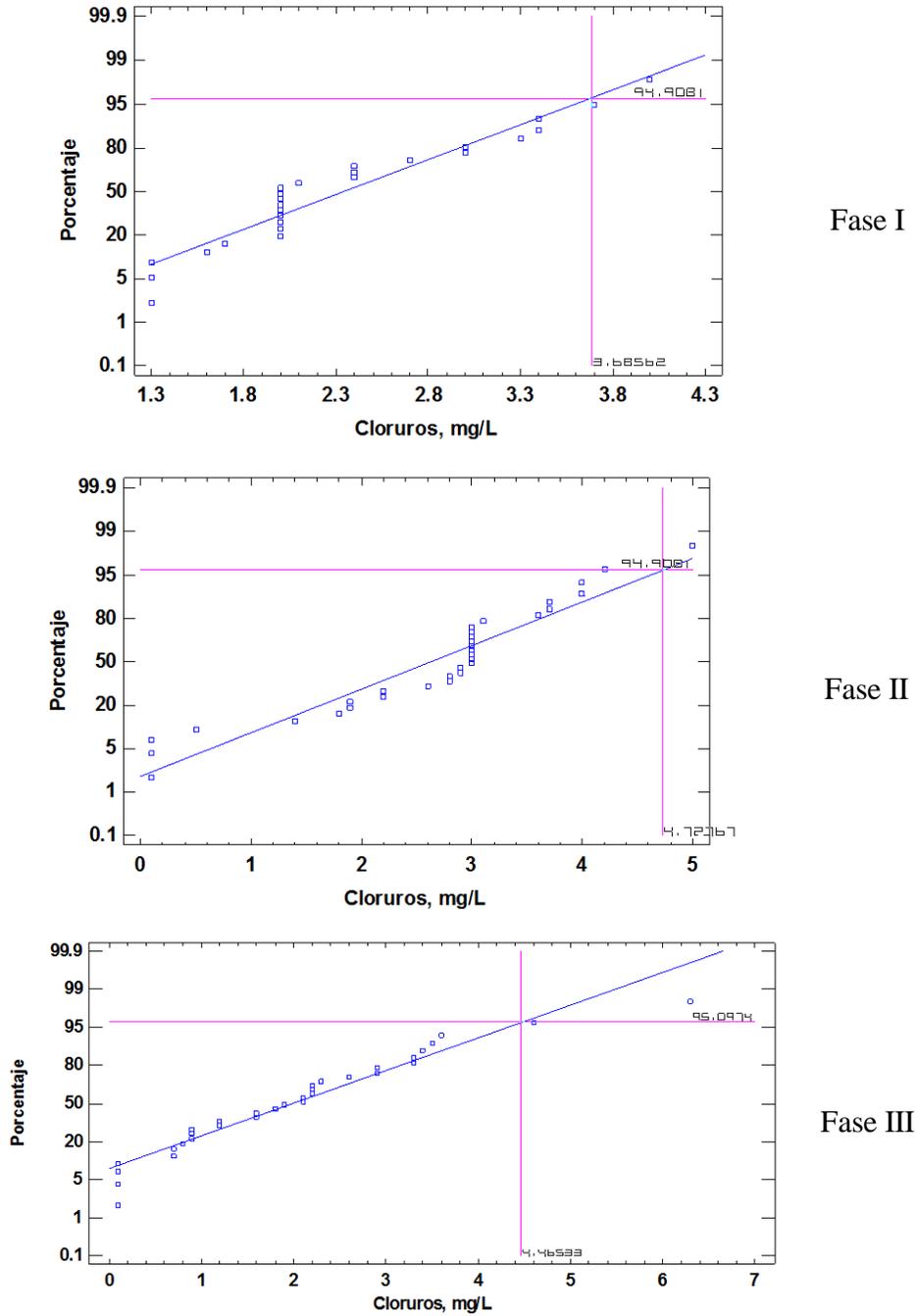
El desempeño de la deshalogenación de los biofiltros anaerobios fue analizado mediante métodos estadísticos. Referente a la fase I, se confirmó una diferencia significativa entre los tres tratamientos (B-TZ, B.-CAG y B-CPU); de la misma manera en la fase II y III también existen diferencias significativas, lo cual era de esperarse debido a los porcentajes promedio de deshalogenación obtenidos en el período de evaluación. El análisis estadístico a detalle se encuentra en el Anexo C.

En el Anexo A se encuentran los datos experimentales de las concentraciones de cloruros liberados en los efluentes de los biofiltros anaerobios. De acuerdo con la técnica descrita en el apartado **4.6.2.5**, el límite de detección es de  $0.99 \text{ mg}\cdot\text{Cl}\cdot\text{L}^{-1}$ ; sin embargo, los datos experimentales arrojaron valores desde cero. Se decidió reportar los datos incluso los nulos ya que periódicamente se validaba la técnica por medio de su correspondiente curva de calibración.

Los resultados de los cloruros liberados de los biofiltros fueron analizados estadísticamente, verificando la normalidad de la distribución mediante gráficas de probabilidad normal.

En la Figura 5.21 se presentan los gráficos de probabilidad normal para el B-TZ en las tres fases evaluadas. Debe recordarse que una concentración de  $3.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de cloruros liberados representa una completa deshalogenación (Anexo B). Las medias obtenidas fueron de  $2.3 \pm 0.7$ ,  $2.6 \pm 1.2$  y  $2 \pm 1.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para las fases I, II y III, respectivamente.

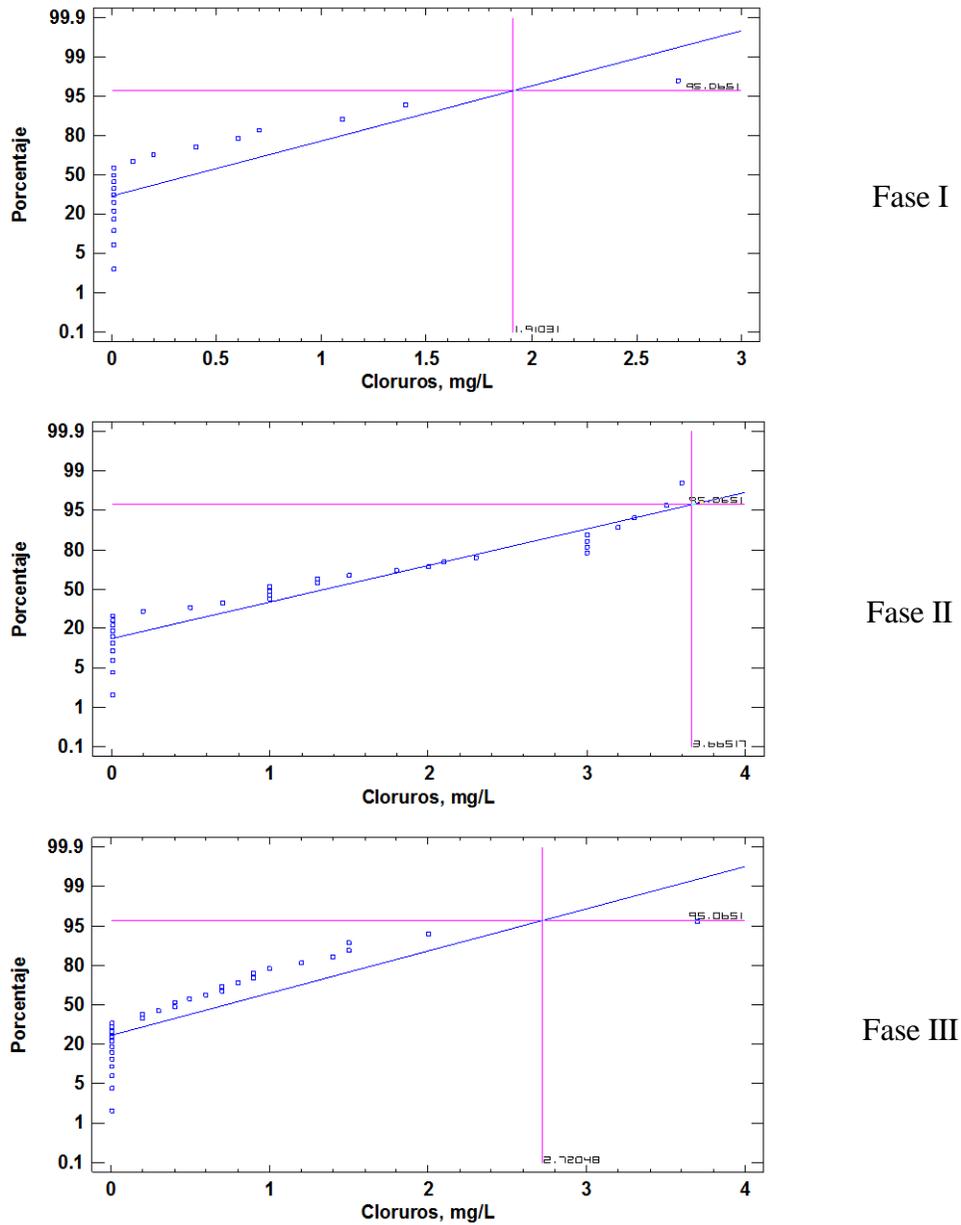
De acuerdo con las medias obtenidas, es en la fase II donde el B-TZ tiene un mejor desempeño, seguido por la fase I y finalmente la fase III.



**Figura 5.21** Análisis de la distribución normal de cloruros liberados en el B-TZ en las fases evaluadas

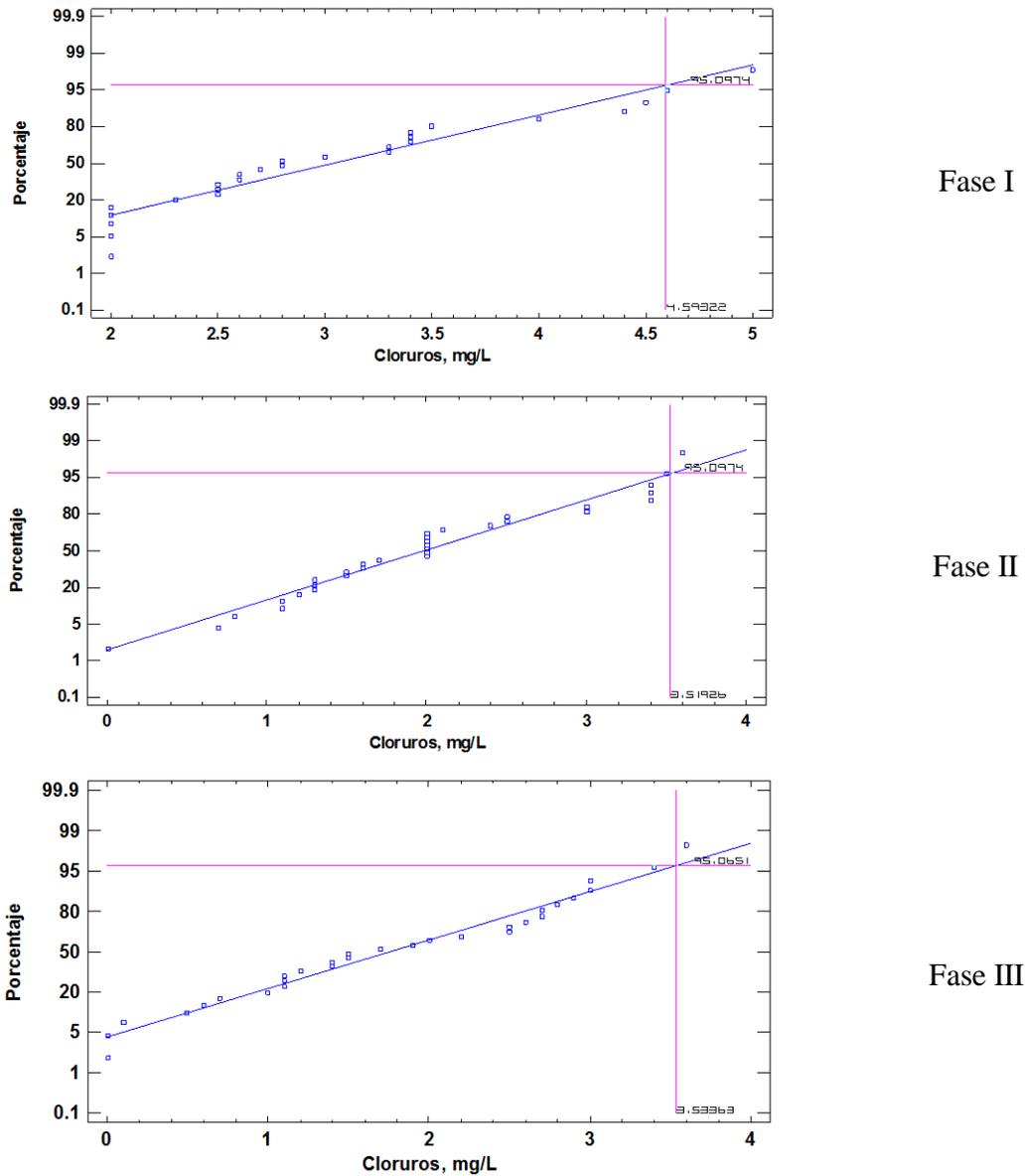
En la Figura 5.22 se presentan los gráficos de probabilidad normal para el B-CAG en las tres fases evaluadas. Las medias obtenidas fueron de  $0.3 \pm 0.6$ ,  $1.4 \pm 1.3$  y  $0.7 \pm 1$   $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para las fases I, II y III, respectivamente. Como se observa claramente en la figura, en las

tres fases se presentó una baja concentración de cloruros liberados en el B-CAG. Una posible respuesta a la baja deshalogenación, puede deberse a las propiedades de adsorción del empaque, lo que impide la salida de los cloruros liberados en los efluentes de los biofiltros. Este argumento puede ser comprobado con futuras pruebas de adsorción de los empaques utilizados en este estudio.



**Figura 5.22** Análisis de la distribución normal de cloruros liberados en el B-CAG en las fases evaluadas

En la Figura 5.23 se presentan los gráficos de probabilidad normal para el B-CPU en las tres fases evaluadas. Las medias obtenidas fueron de  $3 \pm 0.9$ ,  $2 \pm 0.9$  y  $1.8 \pm 1$  mg·L<sup>-1</sup> para las fases I, II y III, respectivamente.



**Figura 5.23** Análisis de la distribución normal de cloruros liberados en el B-CPU en las fases evaluadas

Los resultados obtenidos en el B-CPU muestran que en la fase I el B-CPU tuvo su mejor desempeño, seguido por la fase II y finalmente la fase I.

Como se pudo observar en el análisis por gráficos de probabilidad, el material de empaque si afecta la cantidad de cloruros liberados en los efluentes de los biofiltros. En este caso se pudo observar un mejor desempeño en el B-CPU aplicando la menor carga. Para el B-TZ hubo mayor liberación de cloruros en la fase II. Asimismo se pudo observar que los resultados también son afectados por la carga orgánica evaluada.

### 5.5.6 Temperatura

El período de evaluación del proceso aplicando diferentes cargas orgánicas abarcó desde inicios del mes de agosto a finales del mes de febrero del siguiente año. Debido a que no se contó con un controlador de temperatura para el influente, las temperaturas mostradas para el influente como los efluentes de los biofiltros variaron de acuerdo a la temperatura del ambiente. En la Tabla 5.6 se presentan las temperaturas mínimas y máximas registradas, así como los valores promedio en las fases de evaluación de las cargas orgánicas. El sistema experimental se operó en meses fríos del año, es por eso que en la Tabla 5.6 se registraron temperaturas ligeramente por debajo del rango óptimo (25 a 35°C; Malina y Pohland, 1992).

**Tabla 5.6 Temperaturas mínimas, máximas y promedio en influente y efluentes\***

		<b>Influente</b>	<b>B-TZ</b>	<b>B-CAG</b>	<b>B-CPU</b>
Fase I	Máximo	29.1	29.0	29.1	29.1
	Mínimo	22.8	22.6	22.7	23.0
	Promedio	25.9±1.2	25.9±1.2	25.9±1.2	25.9±1.2
Fase II	Máximo	28.8	28.5	28.5	28.5
	Mínimo	23.0	23.5	23.6	23.8
	Promedio	25.4±1.1	25.5±1.0	25.9±1.0	25.9±1.0
Fase III	Máximo	26.8	26.7	27.1	27.1
	Mínimo	23.6	23.8	23.7	23.8
	Promedio	25.1±0.8	25.1±0.7	25.2±0.7	25.2±0.8

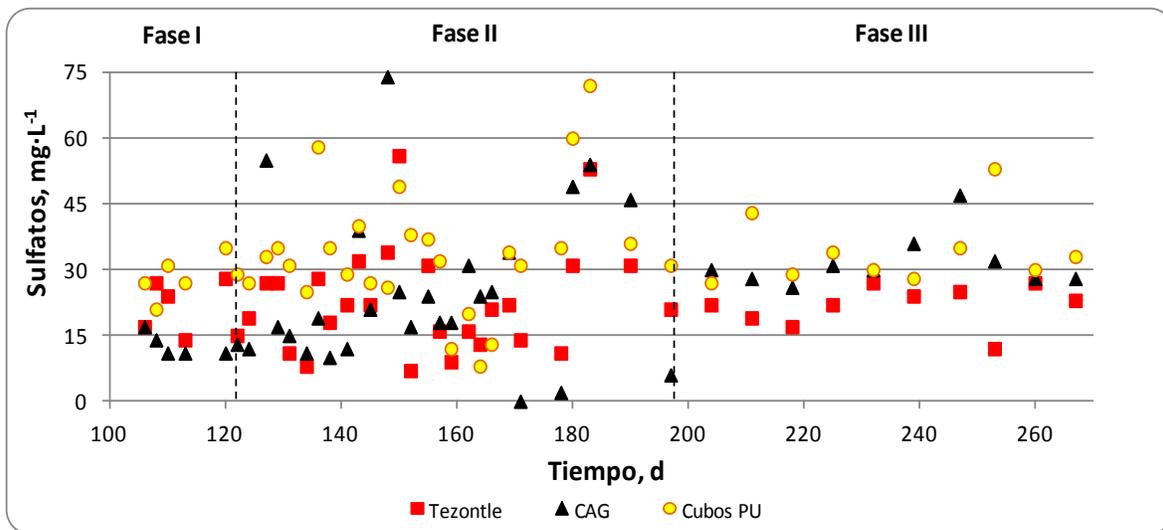
\* Valores en °C

De acuerdo con la Tabla 5.6, la diferencia entre la temperatura promedio del influente y los efluentes de los biofiltros es menor que sus desviaciones estándar; por lo que se considera que no hay diferencia significativa entre las temperaturas. Analizando los valores promedio

tanto del influente como los efluentes anaerobios, se encuentran en el rango adecuado mencionado anteriormente. Esta condición se cumplió en las tres fases experimentales.

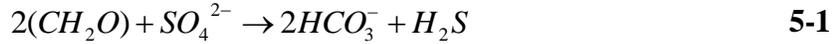
### 5.5.7 Sulfatos

En la Figura 5.24 se presenta la variación de sulfatos en el período de evaluación. El aporte de sulfatos fue de 34, 31 y 30 mg·L<sup>-1</sup>, en las fases de evaluación. Las concentraciones de los sulfatos en los efluentes anaerobios fueron en su mayoría menores con respecto al influente; indicando un proceso de sulfato-reducción. Hulshoff Pot *et al.* (1998) y Castro-González y Durán-de-Bazúa (2008) mencionan que en presencia de sulfatos, las bacterias acidogénicas, acetogénicas y las arqueas metanogénicas compiten con las bacterias sulfato-reductoras por la disponibilidad del sustrato; la importancia de la competencia por el sustrato, aumenta con la disminución de la relación DQO/SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>. A valores menores de 0.67 la cantidad de materia orgánica es insuficiente para una reducción completa del sulfato. A valores mayores de 0.67, teóricamente, se puede llevar a cabo una completa reducción del sulfato presente. Los valores de DQO/SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> fueron de 1.8, 2.8 y 3.2 en las fases I, II y III, respectivamente.



**Figura 5.24 Variación de sulfatos (período de evaluación)**

El proceso de sulfato-reducción puede representarse con la Ecuación 5.1, donde CH<sub>2</sub>O, representa la materia orgánica (Espinoza, 2007).



Debido a que no se hizo la determinación de sulfuros, con la ecuación anterior se puede realizar una cuantificación teórica del sulfuro producido en el caso de la sulfato-reducción completa en período de evaluación. El factor de conversión de sulfato a sulfuro a partir de la Ecuación 5.1, es el siguiente.

$$mg \frac{SO_4^{2-}}{L} * \left( \frac{34mgH_2S}{96mgSO_4^{2-}} \right) = 0.35mg \frac{H_2S}{L}$$

En la Tabla 5.7 se presenta la determinación teórica de sulfuros debido a una completa sulfato-reducción.

De acuerdo con Malina y Pohland (1992) la toxicidad debido a la presencia de sulfuros ha sido observada a concentraciones desde 200 a 1,500 mg·L<sup>-1</sup> y con respecto a la Tabla 5.7 puede observarse que el sulfuro teórico producido por el aporte de sulfatos no es significativo.

**Tabla 5.7 Determinación teórica de sulfuros**

Fase	Aporte promedio de sulfatos (mg·L <sup>-1</sup> )	Sulfuro teórico producido por sulfato-reducción (mg·L <sup>-1</sup> )
I	34.3	12.0
II	30.9	10.8
III	30.0	10.5

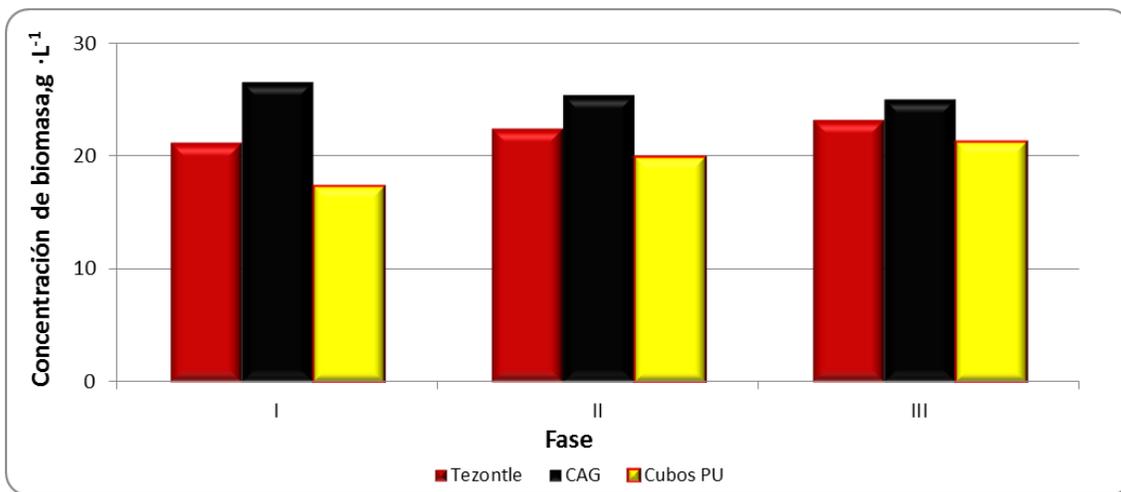
### 5.5.8 Producción de biogás

Durante todo el período experimental no se presentó formación de biogás en los biofiltros lo cual se puede atribuir a la baja carga orgánica del agua residual sintética. Además de la baja carga orgánica, la ausencia de formación de metano, pudo deberse a la inhibición de la metanogénesis por la presencia de compuestos organoclorados. Adrian *et al.* (2002)

reportaron que no se detectó actividad metanogénica en un sistema enriquecido con una bacteria que deshalogena los compuestos 1,2,3- y 1,2-4-triclorobenceno a diclorobencenos.

### 5.5.9 Cuantificación de biomasa

En la Figura 5.25 se presenta la biomasa cuantificada al final de cada una de las fases experimentales. La determinación de la biomasa se realizó de acuerdo con lo escrito en el apartado 4.6.2.9 en el capítulo de metodología. En el B-CAG se determinó la mayor cantidad de biomasa desde la fase I hasta la fase III. Al final de las fases I, II y III se determinaron las siguientes concentraciones de la biomasa: de 26.5, 25.4 y 25.0 g·L<sup>-1</sup> respectivamente. No hubo un incremento de la cantidad de biomasa durante las fases II y III.



**Figura 5.25 Biomasa cuantificada en biofiltros anaerobios**

En el caso del B-TZ se tuvo una concentración de 21.2 g·L<sup>-1</sup> al final de la fase I, para la fase II de 22.4 y de 23.2 g·L<sup>-1</sup> en la fase III, es decir se observó un ligero incremento durante las fases II y III. En este biofiltro, la mayor remoción de DQO se determinó en la última fase, cuando se aplicó la mayor carga orgánica. Es en esta fase precisamente donde se encontró la mayor cantidad de biomasa.

Finalmente, para el B-CPU se obtuvo una concentración de 17.4 g·L<sup>-1</sup> al final de la fase I; posteriormente, hubo un incremento de la biomasa obteniéndose una concentración de 20.0

$\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  al final de la fase II; para el término de la fase III el biofiltro tuvo una concentración de  $21.3 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ . Fue en la fase III cuando se alcanzó la mayor remoción de DQO en este reactor.

Debe recordarse que, como se encuentra descrito en la metodología, la muestra para la cuantificación de la biomasa se tomó en un punto medio de la altura de los biofiltros. Sin embargo, la biomasa no está distribuida uniformemente en los lechos de los biofiltros. Al tratarse de biofiltros alimentados desde la parte inferior, es precisamente en esta zona donde se encuentra una mayor concentración de biomasa por tener un comportamiento de flujo pistón. Al contrario, se espera tener una menor concentración de biomasa en la parte superior de los biofiltros ya que en este punto el agua residual tiene una menor concentración de materia orgánica la cual va disminuyendo a lo largo de los biofiltros.

## **Capítulo 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

### **6.1 Conclusiones**

El sistema experimental puesto en marcha, constituido de tres biofiltros anaerobios utilizando diferentes medios de empaque (tezontle, carbón activado granular y cubos de poliuretano), iniciando con un período de aclimatación a compuestos aromáticos organoclorados y, posteriormente, operando a diferentes cargas orgánicas, resultó ser un sistema que remueve la materia orgánica (medida como DQO) y favorece la deshalogenación de los compuestos organoclorados.

Tanto el tipo del material de empaque como la carga orgánica influyen sobre el porcentaje de deshalogenación.

La aclimatación de la biomasa y la estabilización del proceso en los biofiltros con tezontle y cubos de poliuretano se logró en 60 días alcanzando remociones de DQO mayores de 75% y un porcentaje de deshalogenación de 40%. En el biofiltro con CAG se lograron remociones de DQO mayores de 80% en 15 días, pero la deshalogenación no fue efectiva no solamente durante el período de aclimatación, sino que también durante la primera fase de evaluación cuando se aplicaba la menor carga orgánica, de  $0.13 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ .

La evaluación de los biofiltros anaerobios con diferentes medios de empaque y cargas orgánicas, condujeron a las siguientes conclusiones:

Los mayores porcentajes de deshalogenación se obtuvieron en los biofiltros con tezontle y con cubos de poliuretano.

El mayor porcentaje de deshalogenación, de 86% en promedio, se determinó en el biofiltro con cubos de poliuretano aplicando la menor carga orgánica, de  $0.13 \pm 0.01 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . La deshalogenación disminuyó al aplicar mayores cargas orgánicas, obteniéndose en promedio un 64% con la carga de  $0.20 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  y un 54% con la carga de  $0.28 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . El biofiltro con cubos de poliuretano fue el reactor en el cual se determinaron las menores remociones de DQO durante las tres fases experimentales.

Con respecto a la deshalogenación los resultados obtenidos en el biofiltro con tezontle fueron similares a los del biofiltro con cubos de poliuretano, pero las remociones de DQO fueron mayores en el biofiltro con tezontle. La mayor deshalogenación en el biofiltro con tezontle, de 82%, se presentó aplicando la carga orgánica de  $0.20 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . Fue menor la deshalogenación, de 68% en promedio, cuando se operaba con la menor carga orgánica, de  $0.13 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . La deshalogenación más baja, de 55%, fue obtenida con la carga orgánica  $0.28 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ , igual que en el caso del biofiltro con cubos de poliuretano.

El biofiltro con CAG tuvo las mayores tasas de remoción de materia orgánica durante todo el período experimental, pero en este biofiltro se determinó un porcentaje de deshalogenación promedio de 43% solamente durante la fase experimental en la cual se aplicó una carga de  $0.20 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ .

El lecho con mayor porcentaje de espacios vacíos ofrece condiciones favorables para la deshalogenación de los compuestos aromáticos clorados. El uso de materiales de soporte con alta capacidad de adsorción no parece beneficiar a la deshalogenación de compuestos organoclorados.

## 6.2 Recomendaciones

La determinación de la biotransformación de los compuestos organoclorados se hizo por medio de un análisis colorimétrico en una cuantificación proporcional de los cloruros presentes en la muestra; por lo que se recomienda realizar una cuantificación por métodos cromatográficos con el fin de poder visualizar cómo se están biotransformando los compuestos organoclorados.

En el diseño de los biofiltros anaerobios no se cuenta con puntos de muestreo a lo largo de los biofiltros, por lo que se recomienda ubicar puntos de muestreo para realizar la cuantificación y poder determinar la disminución de la biomasa debida a las condiciones de operación.

Con el fin de diferenciar los mecanismos de remoción de la materia orgánica como la transformación de los compuestos organoclorados se recomienda realizar pruebas de adsorción en los medios de empaque para analizar su influencia en el sistema.

## ANEXOS

## A. Datos experimentales

## Parámetros de campo en influente y efluente de los biofiltros anaerobios

(D.O.= día de operación; Inf= influente; TZ= biofiltro empacado con tezontle; CAG= biofiltro empacado con carbón activado granular; CPU= biofiltro empacado con cubos de poliuretano)

Fase	D.O.	Fecha	pH				Conductividad, mS/cm			
			Inf	TZ	CAG	CPU	Inf	TZ	CAG	CPU
Acl	2	02-jun-09	7.16	7.85	7.62		0.23	0.28	0.58	
	5	05-jun-09	7.13	6.98	6.91		0.27	0.55	0.46	
	6	06-jun-09	6.37	6.95	6.88		0.26	0.4	0.44	
	7	07-jun-09	7.34	7.36	7.36		0.28	0.38	0.45	
	8	08-jun-09	6.91	7.08	6.89		0.26	0.4	0.49	
	9	09-jun-09	6.67	7.03	6.87		0.24	0.37	0.45	
	10	10-jun-09	6.86	7	6.78		0.27	0.41	0.52	
	11	11-jun-09	6.79	6.88	6.61		0.25	0.37	0.46	
	12	12-jun-09	6.85	7.18	6.99		0.26	0.41	0.47	
	13	13-jun-09	6.89	7.2	7		0.26	0.4	0.49	
	14	14-jun-09	6.74	7.09	6.83		0.24	0.4	0.45	
	15	15-jun-09	6.72	6.98	6.8		0.23	0.39	0.46	
	16	16-jun-09	6.86	7.16	6.85		0.24	0.35	0.43	
	17	17-jun-09	6.85	7.15	7.01		0.23	0.36	0.4	
	18	18-jun-09	6.8	7.31	6.95		0.23	0.36	0.42	
	19	19-jun-09	6.82	7.33	6.99		0.28	0.34	0.39	
	20	20-jun-09	6.85	7.31	7.04		0.23	0.35	0.42	
	22	22-jun-09	6.77	7.11	6.89		0.24	0.41	0.42	
	23	23-jun-09	6.86	7.22	7.03		0.23	0.37	0.39	
	24	24-jun-09	6.81	7.28	7.1		0.24	0.38	0.43	
	26	26-jun-09	6.74	7.33	7.1		0.24	0.39	0.45	
	27	27-jun-09	6.7	7.25	7.05		0.24	0.38	0.46	
	28	28-jun-09	6.87	7.36	7.14		0.25	0.36	0.46	
	29	29-jun-09	6.79	7.37	7.13		0.24	0.38	0.46	
	30	30-jun-09	6.71	7.2	6.8		0.27	0.4	0.48	
	31	01-jul-09	6.76	7.27	7.19		0.28	0.41	0.48	
	32	02-jul-09	6	7	7		0.25	0.38	0.46	
	34	04-jul-09	6.8	7.68	7.31		0.26	0.39	0.44	
	35	05-jul-09	6.85	7.41	7.06		0.27	0.4	0.46	
	36	06-jul-09	7.36	7.41	7.05		0.3	0.37	0.44	
	37	07-jul-09	6.94	7.44	7.12		0.3	0.42	0.46	
	38	08-jul-09	6.71	7.42	7.11	7.29	0.3	0.43	0.48	
44	14-jul-09	7.08	7.37	7.06	7.18	0.32	0.51	0.53	0.42	
45	15-jul-09	6.87	7.22	7.06	7.17	0.32	0.43	0.44	0.42	
46	16-jul-09	6.76	7.15	7.16	7.05	0.33	0.42	0.46	0.43	
47	17-jul-09	6.77	7.19	7.08	7.2	0.33	0.43	0.47	0.43	
50	20-jul-09	6.85	7.14	6.77	7.03	0.33	0.41	0.42	0.4	
51	21-jul-09	6.71	7.3	6.95	7.32	0.3	0.45	0.45	0.43	
52	22-jul-09	7.15	7.37	7.11	6.8	0.32	0.43	0.44	0.43	

	53	23-jul-09	7.5	7.23	6.97	7.22	0.33	0.41	0.422	0.4
	54	24-jul-09	6.63	7.24	7.02	7.34	0.32	0.44	0.38	0.42
	57	27-jul-09	6.98	7.37	6.97	7.22	0.31	0.42	0.44	0.41
	58	28-jul-09	6.75	7.24	6.97	7.16	0.34	0.43	0.44	0.43
	59	29-jul-09	7.72	7.36	7.18	7.21	0.34	0.44	0.45	0.44
	61	31-jul-09	7.53	7.29	7.18	6.93	0.34	0.4	0.43	0.42
I	62	01-ago-09	6.89	7.51	7.22	7.46	0.31	0.43	0.44	0.45
	63	02-ago-09	7.22	7.27	6.95	7.06	0.35	0.45	0.46	0.45
	65	04-ago-09	7.1	7.53	7.46	7.35	0.38	0.49	0.51	0.5
	66	05-ago-09	6.83	7.41	7.05	7.31	0.32	0.45	0.46	0.46
	67	06-ago-09	6.71	7.15	7.2	7.18	0.34	0.44	0.47	0.47
	68	07-ago-09	6.72	7.21	6.89	6.93	0.36	0.42	0.45	0.45
	70	09-ago-09	7.01	7.68	7.09	7.5	0.32	0.42	0.42	0.45
	71	10-ago-09	6.87	7.34	7.09	7.21	0.32	0.42	0.36	0.43
	72	11-ago-09	7.51	7.18	7.22	6.46	0.31	0.42	0.43	0.53
	73	12-ago-09	7.04	7.45	7.19	7.29	0.32	0.4	0.41	0.4
	74	13-ago-09	6.64	7.9	6.98	7.27	0.32	0.42	0.42	0.39
	76	15-ago-09	6.8	7.3	7.2	7.31	0.31	0.4	0.4	0.41
	78	17-ago-09	7.64	7.61	7.73	7.56	0.27	0.37	0.38	0.28
	80	19-ago-09	6.64	7.6	6.96	7.13	0.28	0.39	0.37	0.39
	81	20-ago-09	6.84	7.2	6.98	6.96	0.27	0.3	0.38	0.38
	83	22-ago-09	6.79	8.18	8.23	7.86	0.28	0.4	0.4	0.4
	84	23-ago-09	6.98	7.15	7.28	7.32	0.28	0.39	0.4	0.4
	85	24-ago-09	6.94	7.13	7.14	7.18	0.28	0.4	0.39	0.4
	86	25-ago-09	6.78	7.19	7.01	7.15	0.27	0.39	0.38	0.36
	87	26-ago-09	7.43	6.99	6.82	6.87	0.27	0.38	0.37	0.38
	88	27-ago-09	6.55	7.08	6.97	7.13	0.27	0.4	0.38	0.36
	89	28-ago-09	6.67	7.25	7.14	7.17	0.27	0.37	0.36	0.37
	91	30-ago-09	6.92	6.64	7.25	6.56	0.28	0.44	0.42	0.45
	92	31-ago-09	6.73	7.28	7.24	7.34	0.28	0.4	0.37	0.39
	93	01-sep-09	6.77	7.17	7	7.08	0.29	0.36	0.3	0.38
	94	02-sep-09	6.6	7.36	7	7.22	0.29	0.38	0.4	0.4
	95	03-sep-09	7.09	7.28	7.36	7.42	0.29	0.4	0.38	0.38
	96	04-sep-09	6.8	7.21	7.09	7.07	0.27	0.34	0.35	0.36
	97	05-sep-09	6.85	7.37	7.08	7.25	0.28	0.38	0.35	0.36
	98	06-sep-09	6.83	7.6	7.32	7.62	0.28	0.38	0.38	0.37
	99	07-sep-09	7.57	7.3	6.91	6.88	0.29	0.34	0.36	0.37
	100	08-sep-09	6.72	7.36	7.22	7.33	0.28	0.33	0.37	0.37
	101	09-sep-09	6.82	7.17	7.18	7.46	0.28	0.38	0.41	0.37
	102	10-sep-09	7.07	7.34	7.16	7.22	0.29	0.35	0.4	0.38
	103	11-sep-09	6.92	7.51	7.55	7.23	0.29	0.39	0.41	0.39
	106	14-sep-09	7.2	7.23	7.21	7.19	0.33	0.37	0.39	0.39
107	15-sep-09	6.95	7.14	7.1	7.1	0.29	0.38	0.39	0.39	
108	16-sep-09	6.95	7.28	7.15	7.31	0.33	0.42	0.41	0.4	
109	17-sep-09	6.75	7.33	7.06	7.24	0.32	0.42	0.41	0.42	
110	18-sep-09	6.82	7.33	7.25	7.33	0.33	0.41	0.4	0.42	
113	21-sep-09	7.33	7.39	7.12	7.17	0.35	0.39	0.4	0.43	
114	22-sep-09	6.92	7.41	7.16	7.26	0.33	0.42	0.41	0.43	
115	23-sep-09	6.98	7.3	7.34	7.26	0.32	0.42	0.41	0.5	
116	24-sep-09	6.8	7.24	7.21	7.33	0.33	0.42	0.41	0.44	
118	26-sep-09	7.15	6.98	7.27	7.38	0.31	0.41	0.4	0.43	

	119	27-sep-09	7.03	7.18	7.32	7.24	0.32	0.41	0.41	0.45
	120	28-sep-09	7.21	7.09	6.95	7.25	0.33	0.42	0.41	0.41
	121	29-sep-09	6.8	7.46	7.29	7.54	0.33	0.44	0.42	0.43
	122	30-sep-09	7.12	7.28	7.04	7.45	0.35	0.42	0.45	0.34
II	123	01-oct-09	6.93	7.24	6.84	7.14	0.34	0.42	0.41	0.46
	124	02-oct-09	7.14	7.28	7.46	7.85	0.33	0.43	0.37	0.45
	127	05-oct-09	7.75	7.47	8.02	7.46	0.3	0.42	0.46	0.43
	128	06-oct-09	7.03	7.38	7.33	7.23	0.31	0.4	0.39	0.4
	129	07-oct-09	6.91	7.41	7.25	7.09	0.3	0.4	0.41	0.41
	130	08-oct-09	7.38	7.81	7.35	7.09	0.3	0.43	0.41	0.41
	131	09-oct-09	7.3	7.57	7.56	7.48	0.24	0.36	0.36	0.38
	132	10-oct-09	7.16	7.52	7.31	7.62	0.3	0.37	0.37	0.38
	133	11-oct-09	6.98	7.09	7.19	7.24	0.3	0.38	0.37	0.38
	134	12-oct-09	7.06	7.58	7.15	7.3	0.31	0.41	0.37	0.39
	135	13-oct-09	8.03	7.97	7.64	7.75	0.29	0.36	0.37	0.41
	136	14-oct-09	6.81	7.4	7.17	7.22	0.28	0.39	0.37	0.39
	137	15-oct-09	6.8	7.52	7.32	7.24	0.29	0.39	0.38	0.38
	138	16-oct-09	6.78	7.51	7.29	7.35	0.3	0.37	0.38	0.39
	141	19-oct-09	7.63	7.59	7.17	7.27	0.32	0.37	0.39	0.39
	142	20-oct-09	7.35	7.7	7.35	7.32	0.29	0.38	0.37	0.38
	143	21-oct-09	7.66	7.39	7.31	7.38	0.29	0.38	0.37	0.37
	144	22-oct-09	7.04	7.4	7.28	7.29	0.29	0.39	0.37	0.37
	145	23-oct-09	7.44	7.26	7.09	7.2	0.29	0.39	0.38	0.37
	148	26-oct-09	7.63	7.28	7.11	7.25	0.31	0.41	0.41	0.39
	149	27-oct-09	6.68	7.36	7.24	7.24	0.29	0.39	0.36	0.37
	150	28-oct-09	7.81	6.9	6.79	6.87	0.29	0.46	0.4	0.4
	151	29-oct-09	7	7.3	7.29	7.17	0.29	0.4	0.36	0.37
	152	30-oct-09	7.24	7.03	7.27	7.4	0.28	0.39	0.37	0.37
	155	02-nov-09	7.02	7.34	7.21	7.13	0.28	0.34	0.37	0.37
	156	03-nov-09	6.81	7.12	7.32	7.09	0.27	0.36	0.36	0.35
	157	04-nov-09	6.59	7.32	7.18	7.15	0.27	0.37	0.36	0.35
	158	05-nov-09	6.45	6.96	6.83	6.89	0.27	0.36	0.37	0.38
	159	06-nov-09	6.5	7.12	7.02	7.09	0.27	0.36	0.36	0.37
	162	09-nov-09	7.01	7.59	7.61	7.75	0.26	0.39	0.4	0.36
	163	10-nov-09	6.75	7.15	6.99	7.03	0.27	0.38	0.36	0.35
	164	11-nov-09	7.74	7.31	7.19	7.11	0.27	0.36	0.34	0.33
	165	12-nov-09	6.69	7.41	7.08	7.06	0.27	0.36	0.37	0.34
166	13-nov-09	6.72	7.33	7.27	7.21	0.26	0.36	0.33	0.34	
169	16-nov-09	7.71	7.37	7.05	6.99	0.25	0.34	0.34	0.33	
170	17-nov-09	7.03	7.38	7.29	7.33	0.25	0.36	0.35	0.35	
171	18-nov-09	6.78	7.38	7.18	7.1	0.24	0.35	0.33	0.32	
172	19-nov-09	6.91	7.39	7.28	7.61	0.25	0.38	0.34	0.35	
173	20-nov-09	7.52	7.33	7.26	7.61	0.25	0.33	0.33	0.33	
176	23-nov-09	6.91	7.7	7.28	7.64	0.22	0.36	0.32	0.35	
177	24-nov-09	7.16	7.31	7.38	7.29	0.25	0.36	0.35	0.34	
178	25-nov-09	7.36	7.14	6.94	6.7	0.24	0.36	0.34	0.34	
179	26-nov-09	6.95	7.59	7.51	7.74	0.23	0.36	0.35	0.36	
180	27-nov-09	7.11	7.03	7.28	6.93	0.24	0.34	0.33	0.36	
183	30-nov-09	7.08	7.71	7.6	7.68	0.25	0.37	0.38	0.37	
184	01-dic-09	7.12	7.19	7	6.97	0.24	0.36	0.35	0.32	
185	02-dic-09	6.71	7.18	7.13	6.96	0.24	0.36	0.34	0.32	

	187	04-dic-09	7.27	7.19	7.21	6.95	0.24	0.33	0.33	0.31
	190	07-dic-09	6.56	7.17	7.08	6.8	0.23	0.35	0.33	0.33
	191	08-dic-09	7.19	7.05	6.86	6.91	0.24	0.33	0.32	0.31
	192	09-dic-09	7.08	7.09	6.98	7.15	0.23	0.35	0.33	0.32
	193	10-dic-09	7.04	7.1	7.16	7.1	0.23	0.32	0.3	0.3
	194	11-dic-09	6.49	7.07	7.12	7.2	0.23	0.36	0.33	0.31
	197	14-dic-09	7.28	7.22	7.16	7.16	0.22	0.34	0.31	0.32
III	199	16-dic-09	7.2	7.79		8.06	0.23	0.39		0.34
	200	17-dic-09	7.28	7.51		7.11	0.24	0.33		0.32
	201	18-dic-09	7.08	7.55	7.75	7.39	0.24	0.34	0.42	0.32
	204	21-dic-09	7.06	7.61	7.65	7.39	0.23	0.34	0.4	0.32
	205	22-dic-09	7.13	7.42	7.24	7.31	0.23	0.34	0.38	0.32
	206	23-dic-09	6.84	7.26	7.58	7.39	0.23	0.33	0.37	0.32
	208	25-dic-09	7.37	8.34	8.5	8.41	0.23	0.33	0.3	0.29
	211	28-dic-09	7.31	7.13	7.37	7.08	0.23	0.28	0.33	0.28
	212	29-dic-09	7.32	7.28	7.4	7.29	0.23	0.34	0.35	0.33
	213	30-dic-09	6.83	7.35	7.27	7.24	0.22	0.34	0.35	0.31
	215	01-ene-10	6.63	7.37	7.11	7.02	0.22	0.33	0.35	0.32
	218	04-ene-10	7.39	7.15	7	6.85	0.23	0.31	0.33	0.28
	219	05-ene-10	7.19	7.41	7.38	7.58	0.23	0.33	0.34	0.31
	220	06-ene-10	6.9	7.43	7.6	7.18	0.23	0.32	0.35	0.31
	221	07-ene-10	7.11	7.32	7.45	7.21	0.23	0.32	0.34	0.31
	222	08-ene-10	6.83	6.94	6.99	6.87	0.23	0.32	0.34	0.29
	225	11-ene-10	7.58	7.78	7.17	7.06	0.22	0.32	0.33	0.29
	226	12-ene-10	7.01	7.27	7.45	7.13	0.22	0.33	0.33	0.29
	227	13-ene-10	6.77	7.03	7.03	7.05	0.23	0.34	0.34	0.29
	228	14-ene-10	6.78	7.19	7.14	7.09	0.22	0.32	0.33	0.29
	229	15-ene-10	7.17	7.38	7.24	7	0.22	0.38	0.38	0.33
	232	18-ene-10	6.99	7.32	7.04	7.14	0.22	0.32	0.33	0.28
	234	20-ene-10	7.43	7.87	7.3	7.15	0.23	0.41	0.51	0.34
	236	22-ene-10	7.09	7.61	7.56	7.33	0.22	0.32	0.33	0.29
	239	25-ene-10	7	7.28	7.01	6.99	0.23	0.34	0.32	0.29
	241	27-ene-10	6.83	7.33	7.23	7.16	0.22	0.33	0.32	0.29
	243	29-ene-10	7.13	7.23	7.15	7.28	0.23	0.34	0.33	0.3
	247	02-feb-10	7.35	7.39	7.25	7.17	0.23	0.33	0.31	0.28
	248	03-feb-10	7	7.52	7.61	7.21	0.23	0.31	0.34	0.27
	250	05-feb-10	6.54	6.88	7.08	6.84	0.22	0.31	0.32	0.28
253	08-feb-10	7.07	8.21	7.85	8.19	0.25	0.32	0.37	0.31	
255	10-feb-10	7.78	7.51	8.01	7.49	0.21	0.34	0.34	0.34	
257	12-feb-10	7.09	7.32	7.61	7.54	0.22	0.34	0.35	0.34	
260	15-feb-10	6.72	7.63	7.28	8.26	0.23	0.32	0.25	0.32	
262	17-feb-10	6.71	8.42	8.49	8.37	0.23	0.35	0.33	0.34	
264	19-feb-10	7.04	8.4	8.32	7.61	0.23	0.35	0.34	0.33	
267	22-feb-10	6.81	7.34	7.19	7.29	0.22	0.34	0.34	0.33	
269	24-feb-10	7.03	7.38	6.94	7.17	0.22	0.35	0.34	0.34	
271	26-feb-10	7.07	7.53	7.33	7.51	0.23	0.34	0.33	0.34	

Fase	D.O.	Fecha	Temperatura, °C				Sólidos disueltos fijos, g/L			
			Inf	TZ	CAG	CPU	Inf	TZ	CAG	CPU
Acl	2	02-jun-09	26.9	26.6	27.0		0.14	0.28	0.28	

	5	05-jun-09	26.4	26.1	26.0		0.14	0.28	0.23	
	6	06-jun-09	28.4	28.6	28.6		0.14	0.20	0.23	
	7	07-jun-09	24.6	24.6	24.5		0.14	0.20	0.23	
	8	08-jun-09	25.0	24.9	25.1		0.14	0.20	0.25	
	9	09-jun-09	24.9	24.9	25.0		0.13	0.19	0.23	
	10	10-jun-09	22.7	22.8	22.9		0.14	0.21	0.26	
	11	11-jun-09	21.9	21.8	21.8		0.13	0.19	0.23	
	12	12-jun-09	28.8	28.5	28.7		0.13	0.21	0.24	
	13	13-jun-09	22.7	22.7	22.4		0.14	0.21	0.25	
	14	14-jun-09	23.2	23.0	22.8		0.12	0.20	0.23	
	15	15-jun-09	22.2	22.1	21.8		0.12	0.20	0.23	
	16	16-jun-09	21.1	20.9	21.0		0.13	0.18	0.22	
	17	17-jun-09	20.2	20.2	20.1		0.12	0.18	0.2	
	18	18-jun-09	22.9	23.1	23.2		0.12	0.18	0.21	
	19	19-jun-09	20.9	20.9	20.9		0.15	0.17	0.2	
	20	20-jun-09	21.2	21.2	21.3		0.12	0.18	0.21	
	22	22-jun-09	22.4	22.4	22.4		0.13	0.21	0.22	
	23	23-jun-09	20.0	19.9	19.9		0.12	0.19	0.2	
	24	24-jun-09	21.4	21.5	21.5		0.12	0.20	0.22	
	26	26-jun-09	21.9	21.8	21.9		0.13	0.20	0.23	
	27	27-jun-09	23.0	22.9	22.9		0.13	0.20	0.24	
	28	28-jun-09	23.0	23.8	24.0		0.13	0.19	0.23	
	29	29-jun-09	22.8	22.7	23.5		0.13	0.19	0.23	
	30	30-jun-09	22.0	22.0	22.1		0.14	0.21	0.25	
	31	01-jul-09	26.9	26.5	26.4		0.14	0.21	0.24	
	32	02-jul-09	26.3	26.2	26.3		0.13	0.20	0.23	
	34	04-jul-09	23.4	23.4	23.5		0.14	0.20	0.22	
	35	05-jul-09	22.7	22.9	23.2		0.14	0.21	0.23	
	36	06-jul-09	27.4	26.9	26.9		0.16	0.19	0.2	
	37	07-jul-09	23.4	23.4	23.6		0.15	0.21	0.23	
	38	08-jul-09	27.2	27.2	27.3	27.4	0.15	0.22	0.24	
	44	14-jul-09	25.2	25.0	25.3	25.3	0.26	0.16	0.27	0.21
	45	15-jul-09	27.3	27.1	27.2	27.3	0.16	0.22	0.22	0.21
	46	16-jul-09	27.5	27.2	27.2	27.4	0.17	0.21	0.23	0.22
	47	17-jul-09	28.0	28.0	28.2	28.1	0.17	0.22	0.24	0.22
	50	20-jul-09	27.6	27.4	27.3	27.2	0.17	0.20	0.21	0.2
	51	21-jul-09	27.0	27.9	28.1	28.2	0.16	0.23	0.23	0.22
	52	22-jul-09	28.0	27.4	27.3	27.5	0.17	0.22	0.23	0.22
	53	23-jul-09	27.8	27.8	28.0	28	0.17	0.21	0.21	0.2
	54	24-jul-09	28.2	28.1	28.0	28.2	0.16	0.23	0.19	0.22
	57	27-jul-09	26.3	26.6	26.6	26.8	0.16	0.21	0.22	0.21
	58	28-jul-09	26.4	26.7	26.7	26.8	0.17	0.22	0.23	0.22
	59	29-jul-09	27.5	27.9	28.1	28.1	0.18	0.23	0.23	0.18
	61	31-jul-09	27.9	27.8	27.8	27.9	0.18	0.21	0.22	0.22
I	62	01-ago-09	27.2	27.1	27.2	27.2	0.16	0.22	0.23	0.23
	63	02-ago-09	28.2	28.2	28.2	28	0.18	0.23	0.24	0.23
	65	04-ago-09	29.1	29.0	28.9	29.1	0.2	0.25	0.26	0.26
	66	05-ago-09	27.5	27.7	27.9	28.1	0.17	0.23	0.23	0.24
	67	06-ago-09	26.2	26.3	26.3	26.4	0.18	0.22	0.24	0.26
	68	07-ago-09	26.1	26.3	26.2	26.3	0.19	0.21	0.23	0.23
	70	09-ago-09	26.4	26.3	26.4	26.4	0.17	0.22	0.22	0.23

	71	10-ago-09	24.6	25.2	25.3	25.7	0.17	0.22	0.18	0.22
	72	11-ago-09	25.1	25.0	25.5	25.3	0.16	0.22	0.22	0.27
	73	12-ago-09	26.3	26.1	26.1	26.2	0.16	0.20	0.21	0.2
	74	13-ago-09	26.4	26.3	26.3	26.3	0.16	0.22	0.21	0.2
	76	15-ago-09	26.9	26.8	26.9	27	0.16	0.21	0.2	0.21
	78	17-ago-09	26.0	26.1	25.9	26.1	0.14	0.19	0.19	0.15
	80	19-ago-09	25.9	26.0	26.2	26.1	0.14	0.20	0.19	0.2
	81	20-ago-09	26.2	26.2	26.1	26.2	0.15	0.20	0.2	0.2
	83	22-ago-09	27.1	27.0	26.9	27	0.15	0.20	0.2	0.21
	84	23-ago-09	27.4	27.3	27.4	27.1	0.15	0.20	0.21	0.2
	85	24-ago-09	27.1	27.2	27.2	27.2	0.15	0.21	0.2	0.21
	86	25-ago-09	26.6	26.6	26.6	26.3	0.14	0.20	0.19	0.18
	87	26-ago-09	27.0	27.3	27.4	27.2	0.14	0.19	0.19	0.19
	88	27-ago-09	25.8	26.1	26.3	26	0.14	0.20	0.19	0.19
	89	28-ago-09	26.3	26.7	26.6	26.9	0.14	0.19	0.18	0.19
	91	30-ago-09	25.9	26.1	25.7	25.9	0.14	0.23	0.21	0.23
	92	31-ago-09	26.2	26.3	25.9	26.2	0.15	0.20	0.19	0.2
	93	01-sep-09	25.5	25.9	25.9	26.1	0.15	0.18	0.16	0.19
	94	02-sep-09	26.3	26.6	26.5	26.5	0.15	0.19	0.2	0.2
	95	03-sep-09	25.3	25.3	25.3	25.4	0.15	0.20	0.2	0.19
	96	04-sep-09	25.7	25.7	25.8	26.9	0.14	0.17	0.18	0.19
	97	05-sep-09	25.0	25.0	24.8	24.7	0.15	0.19	0.18	0.19
	98	06-sep-09	24.7	24.8	24.9	24.8	0.14	0.19	0.2	0.19
	99	07-sep-09	24.9	24.9	24.7	24.8	0.15	0.17	0.19	0.19
	100	08-sep-09	24.8	24.7	24.8	24.5	0.15	0.17	0.19	0.19
	101	09-sep-09	24.9	25.1	25.0	24.9	0.15	0.20	0.21	0.19
	102	10-sep-09	24.8	24.9	24.7	24.9	0.15	0.18	0.21	0.19
	103	11-sep-09	24.0	23.9	24.1	23.7	0.15	0.20	0.21	0.2
	106	14-sep-09	23.2	22.9	22.7	22.7	0.17	0.19	0.2	0.2
	107	15-sep-09	22.8	22.6	22.6	22.7	0.15	0.19	0.2	0.2
	108	16-sep-09	24.2	24.3	24.3	24.1	0.17	0.22	0.21	0.21
	109	17-sep-09	24.9	24.8	24.8	24.7	0.17	0.21	0.21	0.22
	110	18-sep-09	25.6	25.1	25.3	25.5	0.17	0.21	0.21	0.21
	113	21-sep-09	27.2	26.4	26.0	26.2	0.18	0.20	0.2	0.22
	114	22-sep-09	26.2	25.3	25.2	25	0.17	0.22	0.21	0.22
	115	23-sep-09	25.1	25.3	25.6	25.6	0.17	0.21	0.21	0.26
	116	24-sep-09	25.6	25.7	25.9	26	0.17	0.21	0.21	0.23
	118	26-sep-09	25.9	25.4	25.1	25.7	0.17	0.21	0.2	0.22
	119	27-sep-09	26.5	26.1	26.6	26.2	0.17	0.21	0.21	0.23
	120	28-sep-09	26.8	26.9	26.7	26.8	0.17	0.21	0.21	0.22
	121	29-sep-09	26.2	26.3	26.2	26.1	0.17	0.22	0.21	0.22
	122	30-sep-09	26.7	26.7	26.6	26.6	0.18	0.21	0.23	0.23
II	123	01-oct-09	26.6	27.3	27.0	27	0.17	0.22	0.21	0.23
	124	02-oct-09	28.8	28.5	28.4	28.5	0.17	0.22	0.19	0.23
	127	05-oct-09	26.9	26.7	26.6	26.8	0.16	0.22	0.23	0.22
	128	06-oct-09	26.3	26.3	26.2	26.2	0.16	0.20	0.2	0.2
	129	07-oct-09	26.8	26.6	26.6	26.6	0.16	0.21	0.21	0.21
	130	08-oct-09	27.2	26.8	26.8	27	0.17	0.22	0.21	0.21
	131	09-oct-09	26.5	26.4	26.2	26.1	0.14	0.19	0.19	0.19
	132	10-oct-09	25.3	25.1	24.9	25.6	0.17	0.21	0.22	0.22
	133	11-oct-09	26.2	26.7	26.5	26.3	0.17	0.21	0.21	0.23

	134	12-oct-09	24.9	25.0	25.0	25	0.16	0.21	0.19	0.2
	135	13-oct-09	26.2	26.5	25.9	26.3	0.15	0.19	0.19	0.21
	136	14-oct-09	25.5	25.9	26.0	26	0.15	0.20	0.19	0.2
	137	15-oct-09	25.6	26.0	26.1	26.1	0.15	0.20	0.19	0.19
	138	16-oct-09	25.5	26.1	26.0	25.9	0.15	0.19	0.19	0.2
	141	19-oct-09	25.3	25.5	25.3	25.7	0.17	0.19	0.2	0.2
	142	20-oct-09	24.6	24.8	24.9	24.9	0.15	0.19	0.19	0.19
	143	21-oct-09	26.2	27.1	26.5	26.8	0.15	0.20	0.2	0.19
	144	22-oct-09	25.0	26.1	26.3	26.4	0.15	0.20	0.19	0.19
	145	23-oct-09	26.6	26.9	26.9	27.1	0.15	0.20	0.2	0.19
	148	26-oct-09	24.8	24.8	24.7	24.7	0.16	0.21	0.21	0.2
	149	27-oct-09	23.7	23.8	23.9	23.9	0.15	0.20	0.19	0.19
	150	28-oct-09	23.8	23.8	23.8	23.6	0.15	0.24	0.21	0.2
	151	29-oct-09	24.4	25.1	25.0	25.2	0.15	0.21	0.19	0.19
	152	30-oct-09	25.1	25.3	25.4	25.3	0.15	0.20	0.19	0.2
	155	02-nov-09	24.7	24.8	25.0	25	0.15	0.18	0.19	0.19
	156	03-nov-09	25.3	24.9	24.9	25.1	0.15	0.20	0.19	0.18
	157	04-nov-09	23.8	24.4	24.4	24.8	0.14	0.19	0.18	0.18
	158	05-nov-09	26.2	25.9	26.3	25.8	0.14	0.18	0.19	0.19
	159	06-nov-09	25.4	25.0	25.6	25.3	0.14	0.19	0.18	0.19
	162	09-nov-09	24.4	24.6	24.6	24.6	0.14	0.20	0.21	0.19
	163	10-nov-09	24.2	24.2	24.1	23.7	0.14	0.19	0.18	0.18
	164	11-nov-09	23.8	23.8	23.8	24.1	0.14	0.18	0.17	0.17
	165	12-nov-09	24.0	24.2	23.9	24.1	0.14	0.19	0.19	0.18
	166	13-nov-09	23.0	23.3	23.5	23.9	0.13	0.18	0.17	0.18
	169	16-nov-09	25.5	25.2	25.0	25	0.13	0.18	0.17	0.17
	170	17-nov-09	25.7	25.8	25.3	25.3	0.14	0.19	0.19	0.18
	171	18-nov-09	24.5	25.1	24.7	24.9	0.13	0.18	0.17	0.17
	172	19-nov-09	26.3	25.8	26.3	26.1	0.14	0.17	0.18	0.17
	173	20-nov-09	24.9	24.7	24.8	24.7	0.13	0.17	0.17	0.17
	176	23-nov-09	24.6	24.4	25.2	25.4	0.12	0.19	0.17	0.18
	177	24-nov-09	26.1	26.3	25.9	26	0.13	0.19	0.19	0.18
	178	25-nov-09	24.4	24.8	24.8	25	0.12	0.18	0.18	0.12
	179	26-nov-09	25.2	24.6	24.5	24.8	0.13	0.19	0.18	0.18
	180	27-nov-09	24.8	25.1	25.3	25.9	0.13	0.17	0.17	0.18
	183	30-nov-09	25.3	25.0	24.9	25.2	0.14	0.20	0.2	0.19
	184	01-dic-09	26.0	25.8	25.8	25.7	0.13	0.19	0.18	0.17
	185	02-dic-09	25.4	25.1	25.7	25.5	0.13	0.18	0.18	0.17
	187	04-dic-09	25.4	25.0	24.9	24.8	0.12	0.17	0.17	0.16
	190	07-dic-09	24.6	24.9	25.1	25.7	0.12	0.18	0.17	0.17
	191	08-dic-09	26.6	26.2	25.8	26.9	0.12	0.17	0.16	0.16
	192	09-dic-09	25.7	25.0	25.9	25.8	0.12	0.18	0.17	0.18
	193	10-dic-09	27.8	25.5	25.1	25.2	0.12	0.17	0.16	0.16
	194	11-dic-09	25.2	26.7	26.6	26.9	0.12	0.18	0.17	0.16
	197	14-dic-09	25.5	25.1	25.0	25.3	0.12	0.17	0.16	0.16
III	199	16-dic-09	24.8	24.9		26.2	0.13	0.20		0.17
	200	17-dic-09	25.7	25.4		25.1	0.13	0.17		0.17
	201	18-dic-09	25.3	25.7	25.5	25.5	0.13	0.17	0.22	0.16
	204	21-dic-09	24.5	24.0	24.0	23.7	0.12	0.17	0.2	0.17
	205	22-dic-09	24.1	24.3	24.2	24.3	0.12	0.17	0.19	0.17
	206	23-dic-09	23.6	23.5	23.8	23.8	0.12	0.17	0.19	0.16

208	25-dic-09	24.2	24.7	24.8	25.2	0.12	0.17	0.16	0.15
211	28-dic-09	25.1	24.9	25.3	25.3	0.12	0.15	0.22	0.14
212	29-dic-09	25.3	25.4	25.3	25.2	0.12	0.18	0.18	0.17
213	30-dic-09	24.1	25.1	24.5	24.8	0.12	0.18	0.18	0.16
215	01-ene-10	24.3	24.8	24.5	24.5	0.12	0.17	0.18	0.16
218	04-ene-10	23.7	24.8	24.7	24.6	0.12	0.16	0.17	0.15
219	05-ene-10	24.8	24.5	24.9	25	0.13	0.18	0.18	0.17
220	06-ene-10	24.7	25.0	25.1	24.8	0.12	0.17	0.18	0.16
221	07-ene-10	23.9	24.0	23.8	23.8	0.12	0.18	0.18	0.16
222	08-ene-10	24.1	24.3	24.2	24.5	0.12	0.17	0.18	0.15
225	11-ene-10	24	23.9	24.3	24	0.12	0.17	0.18	0.15
226	12-ene-10	24.1	24.7	25.2	24.9	0.12	0.17	0.17	0.15
227	13-ene-10	25.3	25.1	25.3	25.4	0.12	0.17	0.18	0.16
228	14-ene-10	26.8	25.3	25.4	25.2	0.12	0.17	0.17	0.15
229	15-ene-10	24.8	24.9	25.1	25.1	0.12	0.20	0.2	0.17
232	18-ene-10	26.3	26.6	26.3	26.2	0.12	0.16	0.17	0.14
234	20-ene-10	26.1	24.7	25.2	24.8	0.12	0.21	0.26	0.18
236	22-ene-10	26	24.9	25.3	24.9	0.12	0.17	0.17	0.15
239	25-ene-10	24.7	26.4	26.8	27.1	0.12	0.17	0.16	0.15
241	27-ene-10	25.4	25.3	25.6	25.5	0.12	0.17	0.17	0.16
243	29-ene-10	26.2	26.7	25.8	26.1	0.12	0.17	0.16	0.16
247	02-feb-10	25.3	25.7	25.3	25.6	0.12	0.17	0.16	0.15
248	03-feb-10	24.9	25.3	25.3	25.2	0.12	0.16	0.17	0.14
250	05-feb-10	25.2	25.6	25.5	25.5	0.12	0.16	0.17	0.15
253	08-feb-10	24.7	25.1	24.8	24.6	0.13	0.17	0.19	0.16
255	10-feb-10	24.7	24.5	24.6	24.6	0.12	0.18	0.18	0.18
257	12-feb-10	25.1	25.3	25.4	25.4	0.13	0.18	0.18	0.18
260	15-feb-10	25.4	25.4	25.6	25.3	0.13	0.18	0.14	0.17
262	17-feb-10	26.1	25.7	25.9	26	0.13	0.18	0.17	0.18
264	19-feb-10	26.4	26.3	26.4	26.2	0.13	0.18	0.17	0.17
267	22-feb-10	26.4	26.3	26.4	26.7	0.12	0.18	0.18	0.17
269	24-feb-10	25.7	25.6	25.8	25.3	0.12	0.18	0.17	0.17
271	26-feb-10	25.7	25.3	25.7	25.1	0.12	0.18	0.17	0.17

### Concentración de DQO en influente y efluente de biofiltros anaerobios

Fase	D.O.	Fecha	DQO, mg/L			
			Inf	TZ	CAG	CPU
Aclim	2	02-jun-09	120	107.0	44.5	
	5	05-jun-09	102	67.0	29.5	
	6	06-jun-09	99	29.5	14.5	
	7	07-jun-09	114	17.0	0.0	
	8	08-jun-09	104	44.5	27.0	
	9	09-jun-09	115	52.0	19.5	
	10	10-jun-09	102	62.0	37.0	
	11	11-jun-09	100	52.0	19.5	
	12	12-jun-09	115	34.5	4.5	
	13	13-jun-09	107	32.0	14.5	
	14	14-jun-09	101	42.0	22.0	
	15	15-jun-09	105	19.5	2.0	
	16	16-jun-09	98	29.5	9.5	

	17	17-jun-09	97	27.0	0.0	
	20	20-jun-09	105	12.0	7.0	
	23	23-jun-09	98	12.0	12.0	
	26	26-jun-09	92	14.5	2	
	29	29-jun-09	105	17	12	
	32	02-jul-09	105	24.5	12	
	35	05-jul-09	102	14.5	2	
	38	08-jul-09	95	22	14.5	67
	44	14-jul-09	105	24.5	17	24.5
	47	17-jul-09	108	4.5	0	14.5
	50	20-jul-09	95	12	4.5	19.5
	53	23-jul-09	90	7	0	17
	56	26-jul-09	101	27	17	32
	59	29-jul-09	95	9.5	7	29.5
I	62	01-ago-09	99	12	9.5	
	65	04-ago-09	102	4.5	0	17
	68	07-ago-09	98	17		22
	71	10-ago-09	105	19.5	12	29.5
	72	11-ago-09	94	9.5	0	
	73	12-ago-09	96	17	0	9.5
	74	13-ago-09	108	14.5	7	14.5
	76	15-ago-09	95	24.5	7	34.5
	80	19-ago-09	98	22	9.5	24.5
	82	21-ago-09	100	47	19.5	39.5
	85	24-ago-09	99	39.5	24.5	39.5
	87	26-ago-09	101	17	12	24.5
	89	28-ago-09	94	24.5	7	25
	92	31-ago-09	95	7		
	94	02-sep-09	111	9.5	4.5	9.5
	96	04-sep-09	95	22	9.5	23
	99	07-sep-09	99	7	19.5	24.5
	101	09-sep-09	105	2	4.5	17
	103	11-sep-09	114	14.5	7	29.5
	106	14-sep-09	106	4.5	0	17
108	16-sep-09	118	19.5	22	32	
110	18-sep-09	95	14.5	4.5	22	
113	21-sep-09	102	9.5	2	12	
115	23-sep-09	107	19.5	7	19.5	
118	26-sep-09	105	22	17	32	
120	28-sep-09	105	19.5	9.5	29.5	
122	30-sep-09	99	14.5	9.5	22	
II	124	02-oct-09	97	14.5	4.5	22
	127	05-oct-09	101	2	0	12
	129	07-oct-09	99	0	0	19.5
	131	09-oct-09	96	17	0	19.5
	134	12-oct-09	97	0	4.5	7
	136	14-oct-09	100	0	34.5	0
	138	16-oct-09	98	0	0	2
	141	19-oct-09	100	17	34.5	12
	143	21-oct-09	121	119.5	24.5	17
	145	23-oct-09	98	29.5	0	29.5
	148	26-oct-09	107	27	37	27
	150	28-oct-09	121	14.5	17	47

	152	30-oct-09	114	27	29.5	72
	155	02-nov-09	102	0	24.5	14.5
	157	04-nov-09	98	0	0	4.5
	159	06-nov-09	99	27	0	39.5
	162	09-nov-09	98	0	0	0
	164	11-nov-09	110	14.5	0	14.5
	166	13-nov-09	103	7	0	0
	169	16-nov-09	95	7	0	4.5
	171	18-nov-09	105	12	4.5	22
	173	20-nov-09	106	27	22	19.5
	176	23-nov-09	108	14.5	7	17
	178	25-nov-09	98	19.5	12	29.5
	180	27-nov-09	99	17	19.5	14.5
	183	30-nov-09	95	12	14.5	29.5
	185	02-dic-09	95	32	12	42
	187	04-dic-09	100	12	19.5	24.5
	190	07-dic-09	98	32	69.5	54.5
	192	09-dic-09	99	17	4.5	14.5
	194	11-dic-09	104	22	14.5	17
	197	14-dic-09	99	14.5	9.5	27
	199	16-dic-09	98	19.5	0	12
	201	18-dic-09	103	2	37	19.5
	204	21-dic-09	99	9.5	12	7
	206	23-dic-09	105	12	0	7
	208	25-dic-09	101	9.5	7	14.5
	211	28-dic-09	92	2	2	9.5
	213	30-dic-09	105	29.5	0	0
	215	01-ene-10	99.5	7	7	17
	218	04-ene-10	99	7	2	4.5
	220	06-ene-10	98	2	4.5	9.5
	222	08-ene-10	103	2	0	19.5
	225	11-ene-10	108	14.5	72	17
	227	13-ene-10	106	2	7	7
	229	15-ene-10	112	17	22	32
	232	18-ene-10	105	14.5	0	22
	234	20-ene-10	95	22	19.5	19.5
III	236	22-ene-10	100	17	4.5	12
	239	25-ene-10	97	2	4.5	9.5
	241	27-ene-10	102	4.5	47	14.5
	243	29-ene-10	115	9.5	-3	7
	247	02-feb-10	99	9.5	14.5	27
	248	03-feb-10	102	12	4.5	19.5
	250	05-feb-10	100	7	7	19.5
	253	08-feb-10	99	7	0	4.5
	255	10-feb-10	102	2	0	9.5
	257	12-feb-10	112	14.5	7	19.5
	260	15-feb-10	107	12	4.5	14.5
	262	17-feb-10	114.5	14.5	4.5	19.5
	264	19-feb-10	109.5	7	0	9.5
	267	22-feb-10	104.5	17	2	12
	269	24-feb-10	112	14.5	4.5	9.5
	271	26-feb-10	104.5	12	0	12

---



---

**Concentración de cloruros liberados en los efluentes de los biofiltros anaerobios**

Fase	D.O.	Fecha	Cloruros, mg/L		
			TZ	CAG	CPU
Aclim	2	02-jun-09	2.7	0	
	5	05-jun-09	0	0	
	6	06-jun-09	0.1	0	
	7	07-jun-09	0	0	
	8	08-jun-09	1.2	0	
	9	09-jun-09	0.7	0	
	10	10-jun-09	0	0	
	11	11-jun-09	0.9	0	
	12	12-jun-09	0	0	
	13	13-jun-09	0.6	0	
	14	14-jun-09	0	0	
	15	15-jun-09	0	0.7	
	16	16-jun-09	0	0	
	17	17-jun-09	0	0	
	20	20-jun-09	1.2	0	
	23	23-jun-09	0	0	
	26	26-jun-09	0.3	2.8	
	29	29-jun-09	0	1	
	32	02-jul-09	0	0	
	35	05-jul-09	0	0	0
38	08-jul-09	0	0.3	3.4	
44	14-jul-09	0	0	2.3	
47	17-jul-09	2.2	1	3.3	
50	20-jul-09	1.6	0.1	1.6	
53	23-jul-09	1.8	0	2.1	
56	26-jul-09	2	0.4	2	
59	29-jul-09	2	0	2	
I	62	01-ago-09	2	0	2
	65	04-ago-09	2.7	0	2.8
	68	07-ago-09	2	0	3.4
	71	10-ago-09	3.7	1.4	3.5
	72	11-ago-09	2	0	3
	73	12-ago-09	2	0	2
	74	13-ago-09	1.7	0	2.5
	76	15-ago-09	3.4	1.1	3.3
	80	19-ago-09	2.1	0.1	2.6
	82	21-ago-09	1.6	0	2.8
	85	24-ago-09	2.4	0	4.4
	87	26-ago-09	1.3	0.2	4.5
	89	28-ago-09	3	0	3.3
	92	31-ago-09	3	0	4
	94	02-sep-09	2.4	0.6	3.4
	96	04-sep-09	2	0	2.6
	99	07-sep-09	1.3	0	2.5
	101	09-sep-09	2	0	2
	103	11-sep-09	1.3	0.1	2.3
	106	14-sep-09	3.4	0	2.5
108	16-sep-09	3.3	2.7	5	
110	18-sep-09	2.4	0	2.7	

	113	21-sep-09	2	0.7	4.6
	115	23-sep-09	4	0	3.4
	118	26-sep-09	3	0	2
	120	28-sep-09	3.7	0	3.4
	122	30-sep-09	2.8	0	2.1
II	124	02-oct-09	5	0	2
	127	05-oct-09	3	0	2
	129	07-oct-09	4	1	2
	131	09-oct-09	3	1	2.7
	134	12-oct-09	5	0.5	3.4
	136	14-oct-09	3.4	2	2.4
	138	16-oct-09	4.2	0	2
	141	19-oct-09	3.7	2.1	2.5
	143	21-oct-09	3	2.3	3.4
	145	23-oct-09	3	0.2	1.7
	148	26-oct-09	3	1	2
	150	28-oct-09	3	0	3
	152	30-oct-09	2.2	1	3
	155	02-nov-09	2.8	1	3.5
	157	04-nov-09	3	0.5	2.4
	159	06-nov-09	3	1.3	1.6
	162	09-nov-09	4	3	1.1
	164	11-nov-09	3	3	1.5
	166	13-nov-09	2.2	1.5	3.6
	169	16-nov-09	1.8	3	2.5
	171	18-nov-09	0.5	1.8	1.3
	173	20-nov-09	1.4	3	1.3
	176	23-nov-09	1.9	2	0.8
	178	25-nov-09	2.9	3.2	1.2
	180	27-nov-09	2.6	3.3	1.5
	183	30-nov-09	3.1	1.3	1.6
	185	02-dic-09	1.9	3.6	1.3
	187	04-dic-09	2.9	0.7	2
	190	07-dic-09	3.6	3.5	3.4
	192	09-dic-09	0	0	1.1
	194	11-dic-09	0	0	0.7
	197	14-dic-09	0	0	0
	III	199	16-dic-09	0.8	0
201		18-dic-09	2.3	0	1.5
204		21-dic-09	0.9	1	3.4
206		23-dic-09	3.3	0.5	2
208		25-dic-09	3.4	0	2.7
211		28-dic-09	3.3	0.4	1.5
213		30-dic-09	3.6	0.9	1.1
215		01-ene-10	3.5	0	2.7
218		04-ene-10	1.2	0.9	1.4
220		06-ene-10	1.2	0	-0.1
222		08-ene-10	6.3	2	2.5
225		11-ene-10	4.6	0.7	13
227		13-ene-10	2.1	0	0.1
229		15-ene-10	0.7	0.3	1.4
232		18-ene-10	0	0	0.6
234		20-ene-10	2.9	1.4	2.6

	236	22-ene-10	2.1	1.5	3.6
	239	25-ene-10	2.2	1.2	1.9
	241	27-ene-10	1.8	3.7	2.2
	243	29-ene-10	0.9	0	8.6
	247	02-feb-10	1.6	0.2	1.1
	248	03-feb-10	0.7	0.2	0.5
	250	05-feb-10	1.6	0.4	1
	253	08-feb-10	2.2	4.1	3
	255	10-feb-10	0.9	0	1.2
	257	12-feb-10	1.9	1.5	2.9
	260	15-feb-10	2.2	0.6	2.5
	262	17-feb-10	2.6	0.8	3
	264	19-feb-10	2.9	0.7	2.8

**Concentración de alcalinidad a pH de 5.75 y 4.3, relación  $\alpha$  en influente y efluentes de biofiltros anaerobios**

Fase	D.O.	Influente			Tezontle			CAG			Cubos PU		
		Alc 5.75	Alc 4.3	$\alpha$	Alc 5.75	Alc 4.3	$\alpha$	Alc 5.75	Alc 4.3	$\alpha$	Alc 5.75	Alc 4.3	$\alpha$
Acli	15	84	89	0.06	173	184	173	189	210	0.10			
	22	84	98	0.14	182	193	182	186	196	0.05			
	30	69	75	0.08	161	169	161	151	177	0.15			
	32	67	89	0.24	157	171	157	169	179	0.06			
	37	71	91	0.22	149	165	149	151	177	0.14	151	179	0.15
	39	79	95	0.17	147	175	147	134	164	0.18	151	158	0.04
	43	89	95	0.06	155	163	155	161	171	0.06	145	159	0.09
	46	77	95	0.19	135	145	135	111	121	0.08	109	117	0.07
	50	79	91	0.13	147	151	147	149	153	0.03	135	141	0.04
	53	73	79	0.08	121	135	121	135	139	0.03	129	133	0.03
	57	69	81	0.15	153	163	153	139	149	0.07	125	149	0.16
60	73	85	0.14	155	159	155	163	169	0.04	129	145	0.11	
I	64	73	77	0.05	139	145	139	121	149	0.19	143	147	0.03
	67	91	105	0.13	136	149	136	149	161	0.07	134	141	0.05
	69	67	83	0.19	145	175	145	129	151	0.14	125	155	0.19
	73	60	83	0.29	133	159	133	129	147	0.12	133	143	0.07
	76	52	79	0.35	159	173	159	137	157	0.13	125	155	0.19
	82	65	79	0.18	137	163	137	147	157	0.06	129	147	0.12
	85	73	83	0.12	161	167	161	161	167	0.04	147	153	0.04
	88	73	81	0.10	157	163	157	159	161	0.01	143	147	0.03
	91	69	79	0.13	157	163	157	157	161	0.02	133	137	0.03
	93	71	79	0.10	151	155	151	153	159	0.04	131	137	0.04
	95	81	87	0.07	147	151	147	147	151	0.03	137	143	0.04
	100	73	97	0.24	141	145	141	149	163	0.09	119	123	0.03
	103	81	99	0.18	136	180	136	129	173	0.25	121	168	0.28
	108	77	105	0.26	137	182	137	133	177	0.25	153	196	0.22
	111	69	101	0.31	143	184	143	121	173	0.30	139	188	0.26
	114	81	107	0.24	133	180	133	125	171	0.27	135	194	0.31
	117	71	101	0.29	131	180	131	127	167	0.24	129	177	0.27

	122	61	99	0.38	139	182	139	149	175	0.15	145	186	0.22
II	125	67	85	0.21	139	179	139	125	167	0.25	139	180	0.23
	128	81	97	0.16	131	169	131	123	159	0.23	128	160	0.20
	130	71	89	0.20	136	161	136	122	158	0.23	107	154	0.30
	135	73	79	0.08	127	162	127	147	156	0.05	131	162	0.19
	137	62	89	0.30	137	168	137	129	162	0.21	125	147	0.15
	142	56	91	0.39	123	158	123	120	154	0.22	108	141	0.24
	144	64	85	0.24	131	174	131	135	158	0.14	106	145	0.27
	149	64	87	0.26	133	166	133	120	154	0.22	168	181	0.07
	151	64	81	0.21	131	174	131	141	158	0.11	106	145	0.27
	156	56	79	0.29	150	179	150	135	162	0.17	147	181	0.18
	163	54	85	0.37	118	164	118	114	160	0.29	116	152	0.23
	166	50	81	0.38	127	172	127	129	152	0.15	131	145	0.10
	169	64	93	0.31	120	162	120	120	162	0.26	125	165	0.24
	172	60	89	0.33	116	164	116	106	145	0.27	91	133	0.31
	176	56	75	0.25	129	164	129	108	160	0.32	108	150	0.28
	180	54	73	0.26	118	152	118	112	152	0.26	125	152	0.17
	183	50	79	0.37	108	150	108	118	141	0.16	123	139	0.12
	186	54	77	0.30	120	158	120	125	165	0.24	110	127	0.13
190	53	79	0.33	102	152	102	123	156	0.21	96	123	0.22	
191	56	87	0.36	123	164	123	129	152	0.15	108	131	0.17	
193	50	81	0.38	133	168	133	131	164	0.20	100	123	0.19	
197	48	85	0.44	131	147	131	116	145	0.20	81	125	0.35	
III	201	54	87	0.38	141	172	141	141	143	0.01	98	131	0.25
	205	54	81	0.33	128	167	128	129	154	0.16	108	143	0.25
	212	54	87	0.38	93	143	93	104	154	0.32	96	135	0.29
	218	62	86	0.28	131	177	131	139	172	0.19	110	133	0.17
	221	52	89	0.42	150	162	150	156	168	0.07	118	129	0.08
	226	52	83	0.38	139	174	139	150	162	0.08	102	131	0.22
	229	56	81	0.31	145	158	145	133	158	0.16	77	108	0.29
	232	58	85	0.32	137	177	137	141	154	0.08	100	141	0.29
	236	64	81	0.21	120	141	120	133	150	0.11	85	114	0.25
	240	58	87	0.33	139	165	139	131	154	0.15	114	139	0.17
	243	54	91	0.41	135	162	135	123	160	0.23	103	139	0.25
	247	66	85	0.22	129	152	129	118	143	0.17	96	118	0.19
	255	56	81	0.31	123	156	123	135	154	0.12	110	129	0.15
261	50	87	0.43	127	147	127	131	150	0.13	85	102	0.16	
269	54	89	0.40	133	170	133	133	147	0.10	98	123	0.20	

---



---

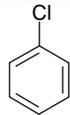
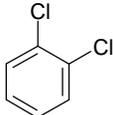
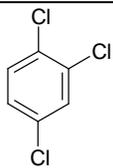
**Concentración de SST y SSV en influente y efluentes de los biofiltros anaerobios**

D.O.	Influente		Tezontle		CAG		Cubos PU	
	SST, mg/L	SSV, mg/L						
7								
14	12.5	7.5	37.5	5	30	3.3		
21	15.6	6.7	40.0	22.2	55.6	20.0		
28	8.6	5.7	40.0	14.3	40.0	14.3		
35	10.0	6.7	5.7	2.9	7.5	2.5	47.5	40.0
42	20.0	17.8	15.6	13.3	7.5	5.0	0.0	0.0
49	16.0	12.0	0.0	3.3	10.0	2.5	7.1	4.7
56	6.7	4.4	6.7	4.4	-4.4	-2.2	4.4	2.2
63	4.7	2.4	0.0	0.0	0.0	2.4	7.5	5.0
70	7.1	4.7	0.0	7.5	27.5	22.5	7.1	9.4
77	0.0	2.4	4.7	2.4	0.0	2.5	0.0	4.7
84	11.1	8.9	4.4	2.2	0.0	4.4	-2.2	4.4
91	20.0	13.3	4.4	2.2	24.4	6.7	8.9	6.7
98	13.3	11.1	8.9	6.7	8.9	6.7	8.9	2.2
105	6.7	-2.2	11.1	0.0	6.7	2.2	2.2	0.0
112	11.1	8.9	17.8	15.6	15.6	11.1	20.0	11.1
119	8.9	4.4	4.4	2.2	24.4	15.6	24.4	17.8
126	8.9	6.7	11.1	4.4	26.7	20.0	22.2	13.3
133	4.4	2.2	4.4	2.2	20.0	15.6	24.4	17.8
140	6.7	4.4	13.3	8.9	24.4	20.0	26.7	13.3
147	8.9	6.7	17.8	8.9	15.6	8.9	31.1	22.2
154	6.7	2.2	15.6	4.4	24.4	15.6	20.0	15.6
161	4.4	2.2	13.3	8.9	28.2	18.8	26.7	17.8
168	6.7	4.4	20.0	13.3	26.7	15.6	17.8	11.1
175	11.1	2.2	15.6	11.1	20.0	17.8	20.0	8.9
182	8.9	6.7	24.4	15.6	22.2	15.6	26.7	17.8
189	6.7	4.4	15.6	11.1	13.3	6.7	20.0	15.6
196	4.4	2.2	17.8	8.9	17.8	11.1	18.8	11.8
203	8.9	6.7	15.6	13.3	15.6	8.9	22.2	15.6
210								
217								
224	13.3	8.9	13.3	11.1	26.7	22.2	13.3	6.7
231	6.7	2.2	18.8	16.5	17.8	11.1	22.2	15.6
238	8.9	6.7	26.7	20.0	20.0	13.3	11.1	8.9
245	7.1	2.4	26.7	20.0	15.6	11.1	13.3	6.7
252	4.4	2.2	15.6	8.9	13.3	11.1	11.1	6.7
259	6.7	4.4	17.8	11.1	11.1	6.7	15.6	8.9
266	6.7	2.2	20.0	13.3	11.1	8.9	17.8	11.1

**D.O.** Día de operación; **Inf.** Influyente; **Acl.** Fase de aclimatación; **Alc. 5.75** Alcalinidad a un valor de pH de 5.75; **Alc. 4.3** Alcalinidad a un valor de pH de 4.3; **TZ.** Biofiltro anaerobio empacado con tezontle; **CAG.** Biofiltro anaerobio empacado con carbón activado granular; **CPU.** Biofiltro anaerobio empacado con cubos de poliuretano

## B. Determinación del porcentaje de deshalogenación

El agua residual sintética utilizada en esta investigación contiene una mezcla de compuestos organoclorados (clorobenzenos). La forma para determinar la degradación de los clorobenzenos fue realizado con base en la medición de cloruros en el influente y efluentes de los biofiltros. Los compuestos organoclorados usados en el estudio son los siguientes:

Compuesto	Estructura química	Fórmula química	Masa molecular
Monoclorobenceno (MCB)		$C_6H_5Cl$	112.5
1,2-diclorobenceno (1,2-DCB)		$C_6H_4Cl_2$	147
1,2,4-triclorobenceno (1,2,4-TCB)		$C_6H_3Cl_3$	181.5

Se hace la suposición que el 100% de deshalogenación se tendría cuando todos los cloruros son liberados de las moléculas de los clorobenzenos. El aporte en términos de cloruros para cada uno de los compuestos es el siguiente:

$$Cl^-_{MCB} = \frac{4 \text{ mg MCB}}{L} * \frac{1 \text{ mol MCB}}{112.5 \text{ mg MCB}} * \frac{1 \text{ mol } Cl^-}{1 \text{ mol MCB}} * \frac{35.5 \text{ mg } Cl^-}{1 \text{ mol } Cl^-} = 1.26 \text{ mg } Cl^- / L$$

$$Cl^-_{1,2-DCB} = \frac{2 \text{ mg } 1,2-DCB}{L} * \frac{1 \text{ mol } 1,2-DCB}{147 \text{ mg } 1,2-DCB} * \frac{2 \text{ mol } Cl^-}{1 \text{ mol } 1,2-DCB} * \frac{35.5 \text{ mg } Cl^-}{1 \text{ mol } Cl^-} = 0.97 \text{ mg } Cl^- / L$$

$$Cl^-_{1,2,4-TCB} = \frac{2 \text{ mg } 1,2,4-TCB}{L} * \frac{1 \text{ mol } 1,2,4-TCB}{181.5 \text{ mg } 1,2,4-TCB} * \frac{3 \text{ mol } Cl^-}{1 \text{ mol } 1,2,4-TCB} * \frac{35.5 \text{ mg } Cl^-}{1 \text{ mol } Cl^-} = 1.17 \text{ mg } Cl^- / L$$

$$\sum Cl^- = Cl^-_{MCB} + Cl^-_{1,2-DCB} + Cl^-_{1,2,4-TCB} = 1.26 + 0.97 + 1.17 = 3.4 \text{ mg } Cl^- / L$$

---

---

La suma total del aporte de cloruros de la deshalogenación de los clorobencenos es de  $3.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , por lo que obtener este valor en el efluente representa un 100% de deshalogenación. Debe señalarse que el agua sintética tiene un aporte de cloruros debido a que la composición de agua sintética se preparó con sales para suministrar requerimientos de Fe, Ni, Co, entre otros; para determinar el porcentaje de deshalogenación de los biofiltros anaerobios, el aporte de cloruros del influente es tomado como el blanco para la medición de cloruros de los efluentes de los biofiltros, de esta manera se asegura que los cloruros medidos en la prueba colorimétrica procedan de la biotransformación de los compuestos organoclorados.

### C. Análisis estadístico

Los datos experimentales de la remoción de DQO y el porcentaje de deshalogenación fueron analizados mediante un método estadístico. Se hizo la comparación con base en un diseño completamente al azar aplicando el análisis de varianza, andeva o ANOVA por sus siglas en inglés. El análisis de varianza compara las medias de los tratamientos (B-TZ, B-CAG y B-CPU) y establece que si hay diferencia entre las medias, los tratamientos son estadísticamente diferentes. Si no hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los distintos tratamientos, los tratamientos tienen el mismo efecto en los resultados obtenidos.

Al encontrarse una diferencia significativa entre los tratamientos se aplica la comparación de la diferencia mínima significativa (DMS) para conocer cuál de los pares de medias causa la diferencia.

#### Porcentaje de remoción de DQO en la fase I

$H_0$ = No hay diferencia significativa en la remoción de la DQO entre los tratamientos aplicando un COV de  $0.13 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$

(g.l.= grados de libertad; F= valor de F calculado; EE=error estándar)

Fuente de varianza	g.l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F
Media	1	5,074,342	5,074,342	
Entre tratamientos	2	2,595	1,297	<b>17.48</b>
EE	73	5,419	74	
<b>Total</b>	76	5,082,356		

Si  $\alpha=0.05$

$F_{t(0.95, 2, 73)} = 3.12$

$F_t < F$  ( $3.12 < 17.48$ ), por lo tanto,  $H_0$  se rechaza. Sí hay diferencia significativa entre los tratamientos.

**Comparación de medias por el método de diferencia mínima significativa**

Par de medias	Valores de medias	Diferencia absoluta		DMS	Decisión
$\mu_{TZ}-\mu_{CAG}$	83.3 – 91.2	7.92	>	4.67	Significativa
$\mu_{TZ}-\mu_{CPU}$	83.3 – 76.7	6.61	>	4.67	Significativa
$\mu_{CAG}-\mu_{CPU}$	91.2 – 76.7	14.53	>	4.67	Significativa

**Porcentaje de deshalogenación en la fase I**

$H_0$ = No hay diferencia significativa en el porcentaje deshalogenación entre los tratamientos aplicando una COV de  $0.13 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$

(g.l.= grados de libertad; F= valor de F calculado; EE=error estándar)

Fuente de varianza	g.l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F
Media	1	2,041,090	2,041,090	
Entre tratamientos	2	85,318	42,659	<b>111.38</b>
EE	75	28,724	383	
Total	78	2,155,133		

Si  $\alpha=0.05$

$F_{t(0.95, 2,63)} = 3.14$

$F_t < F$  ( $3.14 < 111.38$ ), por lo tanto,  $H_0$  se rechaza. Sí hay diferencia significativa entre los tratamientos.

**Comparación de medias por el método de diferencia mínima significativa, DMS**

Par de medias	Valores de medias	Diferencia absoluta		DMS	Decisión
$\mu_{TZ}-\mu_{CAG}$	67.99 – 8.26	59.73	>	10.8	Significativa
$\mu_{TZ}-\mu_{CPU}$	67.99 – 85.52	17.53	>	10.8	Significativa
$\mu_{CAG}-\mu_{CPU}$	8.26 – 85.52	77.26	>	10.8	Significativa

### Porcentaje de remoción de DQO en la fase II

$H_0$ = No hay diferencia significativa en la remoción de la DQO entre los tratamientos aplicando un COV de  $0.20 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$

(g.l.= grados de libertad; F= valor de F calculado; EE=error estándar)

Fuente de varianza	g.l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F
Media	1	6,196,432	6,196,432	
Entre tratamientos	2	1,005	502	<b>3.29</b>
EE	93	14,203	153	
<b>Total</b>	96	6,211,639		

Si  $\alpha=0.05$

$F_{t(0.95, 2, 93)} = \mathbf{3.09}$

$F_t < F$  ( $3.09 < 3.29$ ), por lo tanto,  $H_0$  se rechaza. Sí hay diferencia significativa entre los tratamientos.

### Comparación de medias por el método de diferencia mínima significativa, DMS

Par de medias	Valores de medias	Diferencia absoluta		DMS	Decisión
$\mu_{TZ}-\mu_{CAG}$	85.7– 88.1	2.36	<	6.12	No significativa
$\mu_{TZ}-\mu_{CPU}$	85.7 – 80.3	5.37	<	6.12	No significativa
$\mu_{CAG}-\mu_{CPU}$	88.1 – 80.3	7.73	>	6.12	Significativa

### Porcentaje de deshalogenación en la fase II

$H_0$ = No hay diferencia significativa en el porcentaje deshalogenación entre los tratamientos aplicando una COV de  $0.20 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$

(g.l.= grados de libertad; F= valor de F calculado; EE=error estándar)

Fuente de varianza	g.l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F
Media	1	3,441,501	3,441,501	
Entre tratamientos	2	25,170	12,585	<b>17.14</b>
EE	93	68,272	734	
<b>Total</b>	96	3,534,942		

Si  $\alpha=0.05$

$F_{t(0.95, 2,93)} = 3.09$

$F_t < F$  ( $3.09 < 17.14$ ), por lo tanto,  $H_0$  se rechaza. Sí hay diferencia significativa entre los tratamientos.

### Comparación de medias por el método de diferencia mínima significativa, DMS

Par de medias	Valores de medias	Diferencia absoluta		DMS	Decisión
$\mu_{TZ}-\mu_{CAG}$	82.35 – 42.74	39.61	>	13.41	Significativa
$\mu_{TZ}-\mu_{CPU}$	82.35 – 64.25	18.11	>	13.41	Significativa
$\mu_{CAG}-\mu_{CPU}$	42.74 – 64.25	21.51	>	13.41	Significativa

### Porcentaje de remoción de DQO en la fase III

$H_0$ = No hay diferencia significativa en la remoción de la DQO entre los tratamientos aplicando un COV de  $0.28 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$

(g.l.= grados de libertad; F= valor de F calculado; EE=error estándar)

Fuente de varianza	g.l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F
<b>Media</b>	1	6,941,256	6,941,256	
<b>Entre tratamientos</b>	2	462	231	<b>5.17</b>
<b>EE</b>	93	4,159	45	
<b>Total</b>	96	6,945,877		

Si  $\alpha=0.05$

$F_{t(0.95, 2,93)} = 3.09$

$F > F_t$  ( $5.17 > 3.09$ ), por lo tanto,  $H_0$  se rechaza. Sí hay diferencia significativa entre los tratamientos.

### Comparación de medias por el método de diferencia mínima significativa, DMS

Par de medias	Valores de medias	Diferencia absoluta		DMS	Decisión
$\mu_{TZ}-\mu_{CAG}$	90.0– 92.1	2.19	<	3.33	No significativa
$\mu_{TZ}-\mu_{CPU}$	90.0 – 86.8	3.16	<	3.33	No significativa
$\mu_{CAG}-\mu_{CPU}$	92.1 – 86.8	5.35	>	3.33	Significativa

### Porcentaje de deshalogenación en la fase III

$H_0$ = No hay diferencia significativa en el porcentaje deshalogenación entre los tratamientos aplicando una COV de  $0.28 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$

(g.l.= grados de libertad; F= valor de F calculado; EE=error estándar)

Fuente de varianza	g.l.	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F
Media	1	1,605,468	1,605,468	
Entre tratamientos	2	25,141	12,571	<b>13.29</b>
EE	93	87,987	946	
<b>Total</b>	<b>96</b>	<b>1,718,596</b>		

Si  $\alpha=0.05$

$F_{t(0.95, 2,93)} = 3.09$

$F_t < F$  ( $3.09 < 13.29$ ), por lo tanto,  $H_0$  se rechaza. Sí hay diferencia significativa entre los tratamientos.

### Comparación de medias por el método de diferencia mínima significativa, DMS

Par de medias	Valores de medias	Diferencia absoluta		DMS	Decisión
$\mu_{TZ} - \mu_{CAG}$	54.60 – 20.22	34.38	>	15.23	Significativa
$\mu_{TZ} - \mu_{CPU}$	54.60 – 54.5	0.09	<	15.23	No significativa
$\mu_{CAG} - \mu_{CPU}$	20.22 – 54.5	34.28	>	15.23	Significativa

### Concentración de cloruros liberados

#### Pruebas de normalidad: Shapiro-Wilks

La prueba arroja un valor **P**, el cual si es mayor de 0.05 no se puede rechazar la hipótesis nula con un 95% de confianza.

**Hipótesis nula:** Los datos son muestras independientes de una distribución normal.

**Hipótesis alternativa:** Los datos no son muestras independientes de una distribución normal.

**Prueba de bondad de ajuste a distribución normal: Kolmogorov-Smirnov**

La prueba arroja un valor **P**, el cual si es mayor de 0.05 no se puede rechazar la hipótesis nula con un 95% de confianza.

**Hipótesis nula:** Los datos son muestras independientes de una distribución normal ajustada.

**Hipótesis alternativa:** Los datos no son muestras independientes de una distribución normal ajustada.

**Prueba Shapiro-Wilks en B-TZ**

Fase	Valor P	Decisión
I	0.0280407	Se rechaza hipótesis nula
II	0.0083714	Se rechaza hipótesis nula
III	0.067341	Se acepta hipótesis nula

**Prueba de bondad de ajuste por el método Kolmogorov-Smirnov en B-TZ**

Fase	Valor P	Decisión
I	0.176316	Se acepta hipótesis nula
II	0.120858	Se acepta hipótesis nula

**Prueba Shapiro-Wilks en B-CAG**

Fase	Valor P	Decisión
I	0.00000161749	Se rechaza hipótesis nula
II	0.000392699	Se rechaza hipótesis nula
III	2.45784E-7	Se rechaza hipótesis nula

**Prueba de bondad de ajuste por el método Kolmogorov-Smirnov en B-CAG**

<b>Fase</b>	<b>Valor P</b>	<b>Decisión</b>
I	0.0732105	Se acepta hipótesis nula
II	0.344077	Se acepta hipótesis nula
III	0.0529506	Se acepta hipótesis nula

**Prueba Shapiro-Wilks en B-CPU**

<b>Fase</b>	<b>Valor P</b>	<b>Decisión</b>
I	0.0300499	Se rechaza hipótesis nula
II	0.224157	Se acepta hipótesis nula
III	0.275755	Se acepta hipótesis nula

**Prueba de bondad de ajuste por el método Kolmogorov-Smirnov en B-CPU**

<b>Fase</b>	<b>Valor P</b>	<b>Decisión</b>
I	0.628513	Se acepta hipótesis nula

## D. Ácidos grasos volátiles (AGV)

La determinación de los AGV se realizó según la siguiente expresión sugerida por Jenkins *et al.* (1991):

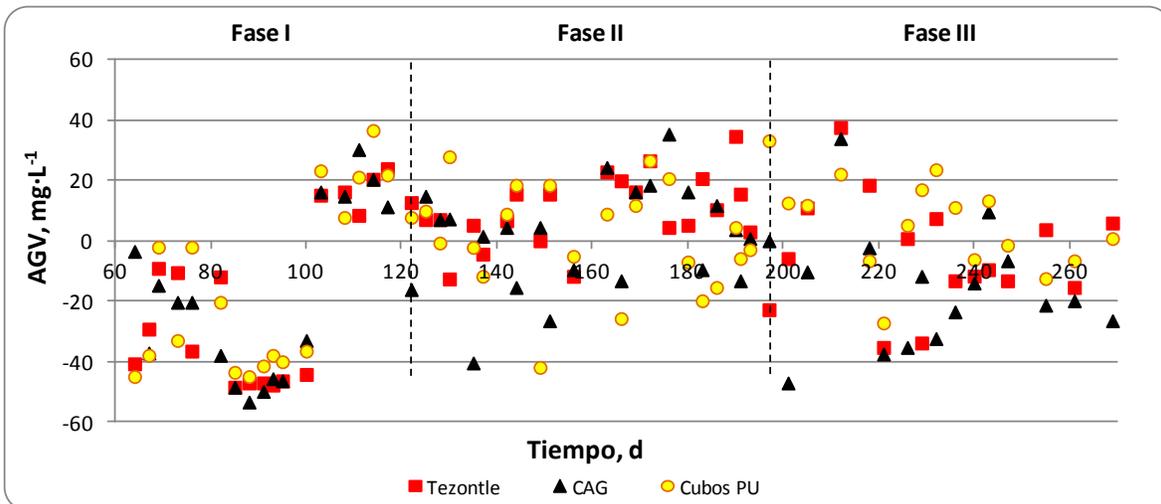
$$AGV = \frac{Alc\ 4.3 - 1.25 * Alc\ 5.75}{0.85 * 0.83} \quad \text{D-1}$$

donde,

Alc 4.3= Alcalinidad a un pH de 4.3

Alc 5.75= Alcalinidad a un pH de 5.75

En la siguiente figura se presenta la variación de los AGV en el período de evaluación.



Para que se lleve a cabo una inhibición en los procesos anaerobios por acumulación de AGV, éstos deben alcanzar concentraciones de 4,500 mg·L<sup>-1</sup>; a lo largo de todo el período de evaluación las concentraciones de AGV fueron menores de 40 mg·L<sup>-1</sup> e incluso se determinaron valores negativos.

---

---

**REFERENCIAS**

- Adrian L, Ulrich S., Wecke J., Görisch H. (2000). Bacterial dehalorespiration with chlorinated benzenes. *Nature*. 408, 580-583.
- Adrian L., Görisch H. (2002). Microbial transformation of chlorinated benzenes under anaerobic conditions. *Research in Microbiology*. 153. 131–137.
- Anderson G., Yang G. (1992) Determination of bicarbonate and total volatile acid concentration in anaerobic digestion using a simple titration. *Water Environment Resource*. 64, 53-59.
- Anónimo (2012a). Dirección electrónica: [www.scorecard.org](http://www.scorecard.org) (consultada en noviembre).
- Anónimo (2012b). Dirección electrónica:<http://toxnet.nlm.nih.gov> (consultada en junio 2012)
- Anónimo (2012c). Dirección electrónica: <http://apps.kemi.se/nclass/default.asp> (consultada en junio 2012)
- APHA (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21<sup>th</sup> ed. Washington, D.C. EEUU.
- Arboleda, V. J. (1981). Teoría, diseño y control de procesos de clarificación del agua. Ed. CEPIS, pp. 493-495. Lima, Perú.
- Archer D. B., Kirsop, B. H. (1991). The microbiology and control of anaerobic digestion. anaerobic digestion: A waste treatment technology. *Critical Report on Applied Chemistry*, 31, 43-92.
- ATSDR. (2007). Toxicological profile for chlorobenzene. Public Health Service. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Atlanta, Georgia, EEUU.
- ATSDR. (2006). Toxicological profile for dichlorobenzenes. Public Health Service Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Atlanta, Georgia, EEUU.
- ATSDR. (2010). Toxicological profile for trichlorobenzenes. Public Health Service. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Atlanta, Georgia, EEUU.
- Barber W.P., Stuckey D.C. (1999). The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: A review. *Wat. Res.* 33(7), 1559-1578.

- 
- 
- Benítez, J.L.R. (1999). Estudio de las propiedades catalíticas del Pd en la hidrogenación selectiva de fenilacetileno y en la “hidrodechloración” catalítica de hidrocarburos. Tesis de doctorado, Universidad Autónoma Metropolitana, 106 pp. México, D.F. México.
- Bitton, G. (2005). *Wastewater Microbiology*, 3ª ed., John Wiley & Sons, Inc.
- Bosma, T., van der Meer, J. Schraa, G., Tros, M.E., Zehnder, A. (1998). Reductive dechlorination of all trichloro and dichlorobenzene isomers. *FEMS Microbiology Ecology*. 53, 223-229.
- Braeckevelt, M., Rokadia, H., Mirschel, G., Weber, S., Imfeld, G., Stelzer, N., Kuschik, P., Kästner, M., Richnow, H. (2007). Biodegradation of chlorobenzene in a constructed wetland treating contaminated groundwater, *Water Science & Technology*, 56(3), 57–62.
- Bustos, C. (2007). Sistema de tratamiento de agua residual para pequeñas comunidades. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería de la UNAM. México D.F., México.
- Cabrera, L (2002) Diccionario de aztequismos. Colofón, S.A. Puesto en orden y revisado por J. Ignacio Dávila Garibi. Luis Reyes García revisó los términos nahuas y Esteban Inciarte los que aparecen en latín. México D.F. México.
- Calamari, D., Galassi, S., Setti, F., Vighi, M. (1983). Toxicity of selected chlorobenzenes to aquatic organisms. *Chemosphere*. 12 (2), 253-262.
- Canul, A. (2006). Tratamiento biológico para la remoción de compuestos organoclorados en los efluentes provenientes de la industria petroquímica. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería de la UNAM.
- Castro-González, A y Durán-de-Bazúa, C. 2008. "Methanogenic and sulphate-reduction activity at mesophylic, intermediate mesophylic and thermophylic conditions on an anaerobic reactor for the treatment of vinasses". En Memorias del 1st IWA Mexico National Young Water Professionals Conference. Subtema Biological Wastewater Treatment. Páginas 27 a la 31. ISBN 978-970-32-5515-3. Abril 9 al 11, Torre de Ingeniería, Ciudad Universitaria, UNAM. México, D.F., México.
- Catálogo Clarimex, 2008. Clarimex, S.A. de C.V. Tlalnepantla, Edo. de México, México.
- CFR. (2005). Protection of Environment. Title 40. Washington DC. EEUU.

- 
- 
- Coulter, C., Hamilton, J.T.G., McRoberts, W.C., Kulakov, L., Larkin, M.J., Harper, D.B. (1999). Halomethane:bisulfide/halide ion methyltransferase, an unusual corrinoid enzyme of environmental significance isolated from an aerobic methylotroph using chloromethane as the sole carbon source. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 4301–4312.
- De Lemos, C. (2007). Anaerobic reactors. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing. London, UK.
- DHHS/NTP (1985). Toxicology and Carcinogenesis Studies of Chlorobenzene in F344/N Rats and B6C3F1 (Gavage Studies) Technical Rpt Series No. 261 p.12, NIH Pub No 86-2517. North Carolina, EEUU.
- DNREC/EPA (2003). Proposed chlorobenzene removal and separation project (CR/SP). Delaware Department of Natural Resources and Environmental Control/ Environmental Protection Agency. Delaware, EEUU.
- Dolfing, J., Harrison, B.K. (1993). Redox and reduction potentials as parameters to predict the degradation pathway of chlorinated benzenes in anaerobic environments, *FEMS Microbiol. Ecol.* 13, 23–29.
- Durán-Domínguez-de-Bazúa, M.C. (1987). Die biologische Behandlung und Verwertung von Abwaessern der Maisverarbeitung in Mexiko. Fortschritt. Berichte VDI. Reihe 15: Umwelttechnik Nr 51. VDI Verlag. ISSN 0178-9589 ISBN 3-18-145115-0. Düsseldorf, Alemania.
- EPA (1995). Chlorobenzene Fact Sheet. OPPT Chemical Fact Sheets. Environmental Protection Agency. EEUU.
- Eriksson, L., Jonsson, J., Tysklind, M. (1994). Multivariate QSBR modeling of biodehalogenation half-lives of halogenated aliphatic hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 14 (2), 209-217.
- Espinoza, B. (2007). Evaluación del desarrollo de la actividad sulfatorreductora en un lodo granular metanogénico en diferentes tamaños. División de Ciencias Ambientales. Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. Tesis de maestría. 101 p. San Luis Potosí, SLP, México.
- EURAS. (2003). 1,2,4-trichlorobenzene. European Union Risk Assessment Report European Communities, Copenhagen, Denmark.
- Fetzner, S. (1998). Bacterial dehalogenation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 50, 633–657.

- Fung, J., Weisenstein, B., Mack, E., Vidumsky, J., Zinder, S. (2009). Reductive dehalogenation of dichlorobenzenes and monochlorobenzene to benzene in microcosms *Environ. Sci. Technol.* 43, 2302–2307.
- Göbel, M., Kranz, O., Kaschabek, S., Schmidt, E., Pieper, D., Reineke, W. (2004). Microorganisms degrading chlorobenzene via a meta-cleavage pathway harbor highly similar chlorocatechol 2,3-dioxygenase-encoding gene clusters. *Arch Microbiol.* 182, 147–156.
- Grady, L., Lim, H. (1980). Biological wastewater treatment: Theory and applications. Marcel Dekker Inc., New York, EEUU.
- Häggbloom, M.M., Bossert, I.D. (2003) Halogenated organic compounds - a global perspective. In: Dehalogenation: Microbial Processes and Environmental Applications, M.M. Häggbloom and I.D. Bossert, eds, Kluwer Academic Publishers. pp. 3–29. Boston, EEUU.
- Heinz, V.P.K., Unversucht, S. (2003). Biological dehalogenation and halogenation reactions. *Chemosphere.* 52(2), 299-312.
- Holliger, C., Schumacher, W. (1994). Reductive dehalogenation as a respiratory process. *Antonie van Leeuwenhoek.* 66, 239-246.
- Hölscher, T., Görisch, H., Adrian, L. (2003). Reductive dehalogenation of chlorobenzene congeners in cell extracts of dehalococcoides sp. strain CBDB1. *Applied and Environmental Microbiology.* 69(5), 2999–3001.
- Howard, P.H., Boethling, R.S., Stiteler, W.M., Meylan, W.M., Hueber, A.E., Beauman, J.A., Larosche, M.E. (1992). Predictive model for aerobic biodegradability developed from a file of evaluated biodegradation data. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 11 (5), 593-603.
- Hulshoff Pol, L.W., Lens, P., Stams, A., Lettinga, G. (1998). Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters. *Biodegradation.* 9, 213–224.
- IARC (1982). Ortho- and para-dichlorobenzenes. International Agency for Research on Cancer *Monogr Eval Carcinog Risks Hum* 29:213-38.
- INSHT (2001). Hidrocarburos Aromáticos Halogenados. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo. Guía de productos químicos. Madrid, España.

- 
- 
- IMTA (2002). Curso teórico-práctico de tratamiento de agua residual municipal e industrial. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Mor., México.
- Janssen, D.B., Pries, F., Ploeg, J.R. van der (1994) Genetics and biochemistry of dehalogenating enzymes. *Annu. Rev. Microbiol.* 48:163-191.
- Jenkins, S.R., Morgan, J.M., Zhang, X. (1991). Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. *Res. J. Wat. Poll. Contrl. Fed.* 63:28-34.
- Kao, C.M., Prosser, J. (1999). Intrinsic bioremediation of trichloroethylene and chlorobenzene: Field and laboratory studies. *Journal of Hazardous Materials.* 69, 67-79.
- Kasai, N., Tsujimura, K., Unoura, K., Susuki, T. (1990). Degradation of 2,3-dichloro-1-propanol by a *Pseudomonas* sp. *Agric Biol Chem.* 54:3185-3190.
- Kirk, P., Rogers, H.R., Lester, J.N. (1989). The fate of chlorobenzenes and permethrins during anaerobic sewage sludge digestion. *Chemosphere.* 18 (9/10), 1771-1784,1989.
- Kulla, H. G. (1981). Aerobic bacterial degradation of azodyes, Microbial degradation of xenobiotics and recalcitrant compounds. Academic Press, p. 387-999. London, England.
- Leisinger, T., Bader, R., Hermann, R., Schmid-Appert, M., Vuilleumier, S. (1994). Microbes, enzymes and genes involved in dichloro- methane utilization. *Biodegradation.* 5:237-248.
- Lewis, R. (2004). Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials. 11th Edition. Wiley-Interscience, Wiley & Sons, Inc. p. 1174. Hoboken, NJ. EEUU.
- Liu, G., Wang, J., Zhu, Y., Zhang, X. (2004). Application of multiwalled carbon nanotubes as a solid-phase extraction sorbent for chlorobenzenes. *Analytical Letters.* **37**(14), 3085-3104.
- Malina, J.F., Pohland, F.G. (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Water Quality Management Library Vol. 7. Technomics. 214 p.
- Masunaga, S., Sridhar, S., Yonesawa, Y. (1996). Dechlorination of chlorobenzenes in anaerobic estuarine sediment. *Water Science and Technology.* 33(6), 173-180.
- McCarty, P. (2001). The development of anaerobic treatment and its future. *Water Science and Technology.* 44(8), 149-156.

- 
- 
- McCarthy, D.L., Louie, D.F., Copley, S.D. (1997). Identification of a covalent intermediate between glutathione and cysteine 13 formed during catalysis by tetrachlorohydroquinone dehalogenase. *J. Am. Chem. Soc.* 119, 11337-11338.
- McGrath, J.E., Harfoot, C.G. (1997). Reductive dehalogenation of halocarboxylic acids by the phototrophic genera *Rhodospirillum* and *Rhodopseudomonas*. *Appl. Environ. Microbiol.* 63, 3333-3335.
- Metcalf and Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Eds. Tchobanoglous, George; Franklin L. Burton; H. David Stensel. Ed. McGraw-Hill. 4<sup>a</sup> ed. 1819 p. New York, EEUU.
- Mijaylova, P., Peña, B., Cuevas, S. (2006). Anaerobic treatment of organic chemical wastewater using packed bed reactors. *Water Science & Technology.* 54(10), 67-77.
- Moeller, G., Garzón, M.A. (2003). Desarrollo de tecnologías no convencionales para el tratamiento de efluentes de la fabricación de colorantes tipo azo. IMTA. Proyecto interno. Jiutepec, Mor., México.
- Monnet, F. (2004). An introduction to anaerobic digestion of organic waste. Final report. Remade Scotland. November. [en línea]
- Moreno, G., Buitrón, G. (2004). Influence of the origin of the inoculum and the acclimation strategy on the degradation of 4-chlorophenol. *Bioresource Technology.* 94 (2), 215–218.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, 6 de enero de 1997. México, D.F.
- NOM-052-SEMARNAT-2005. Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos. Diario Oficial de la Federación, 23 de junio de 2006. México, D.F.
- NOM-053-SEMARNAT-1993. Procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Diario Oficial de la Federación, 22 de octubre de 1993. México, D.F.
- Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: Recurso agua. (2003) Anexo I, Libro VI: de la calidad ambiental, del texto unificado de la legislación secundaria del Ministerio del Ambiente. 31 de marzo de 2003. Quito, Ecuador.

- 
- 
- Ojeda-Berra, L., Bazúa-Rueda, E., Durán-de-Bazúa, C. (2010) Simulación computacional de reactores anaerobios para el tratamiento de efluentes industriales. *Tecnología, Ciencia, Educación [en línea]*. 25 (2), 69-85.
- Pardey, A.J., Morilloa, B., Alvarez, J., Yaneza, J.E., Ortega, M., Longo, C. (2005). Kinetics study of the hydrodechlorination of chlorobenzene catalyzed by immobilized copper complexes. *Catalysis Letters*. 104(3-4), 141-150.
- Pavlostathis, S.G., Giraldo-Gómez, E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*. 24(8), 35-59.
- Pavlostathis, S., Prytula, M. (2000). Kinetics of the sequential microbial reductive dechlorination of hexachlorobenzene. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4001-4009.
- Pipeline. (2004). The Attached Growth Process – An old technology takes on new forms *Winter*. 15(1), 1-7.[en línea].
- PHG. (1997). Prepared by Pesticide and Environmental Toxicology Section Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency. Public Health Goal for 1,2-dichlorobenzene in Drinking Water. California, EEUU.
- Rajeshwari, K. V., Balakrishnan, M., Kansal, A., Kusum, L., Kishore, V.V.N. 1999. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 4: 135-156.
- Ramanand, K., Balba, M.T., Duffy, J. (1993). Reductive dehalogenation of chlorinated benzenes and toluenes under methanogenic conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 59(10), 3266-3272.
- Real, F.J., Benítez, F.J., Rodríguez, C. (2007). Elimination of benzene and chlorobenzenes by photodegradation and ozonation processes. *Chemical. Engineering Communications*. 194, 811–827.
- RSRK for CAS No. 108-90-7 (2001). Robust Summaries and Repository of Knowledge. Washington, D.C., EEUU.
- Rojas, Ch. O. (1988). La alcalinidad como parámetro de control de los ácidos grasos volátiles en digestores "anaerobios". En el manual del curso Tratamiento "anaeróbico" de aguas residuales-Microbiología y Bioquímica. Universidad de Antioquia, Pp. d1-d31. Medellín, Colombia.

- 
- 
- Scholz-Muramatsu, H., Neumann, A., Meûmer, M., Moore, E., Diekert, G. (1995). Isolation and characterization of *Dehalospirillum multivorans* gen. nov., sp. nov., a tetrachloroethene-utilizing, strictly anaerobic bacterium. *Arch Microbiol.* 163, 48-56.
- Seigneur, Ch, Adler, A.A., Péringer, P. (2002). Effect of biotrickling filter operating parameters on chlorobenzenes degradation. *Journal of Environmental Engineering.* 128(4), 360-366.
- SEMARNAT (2012). Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC). [en línea].
- Show, K., Tay, J. (1998). Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. *Water Research.* 33(6), 1447-1481.
- Smidt, H., de Vos, W. (2004). Anaerobic microbial dehalogenation. *Annu. Rev. Microbiol.* 58:43–73.
- Speece, R.E. (1996). Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Archae Press. 394 pp. EEUU.
- Taylor, B.F. Campbell, W.L., Chinoy, I. (1970). Anaerobic degradation of the benzene nucleus by a facultatively anaerobic microorganism. *Journal of Bacteriology.* 102, 430-437.
- Tiehm, A., Kohnagel, I., Neis, U. (2001). Removal of chlorinated pollutants by a combination of ultrasound and biodegradation. *Water Science and Technology.* 43(2), 297–303.
- Tsuchiya, T., Yamaha, T. (1984). Reductive dechlorination of 1,2,4-trichlorobenzene by *Staphylococcus epidermidis* isolated from intestinal contents of rats. *Agric. Biol. Chem.* 48, 1545–1550.
- Vighi, M., Calamari, D. (1993). Prediction of the environmental fate of chemicals. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanita,* 29(2), 209-223.
- Willie, J.G.M., Peijnenburg, M.J., Hart, T., den Hollander, HA., van de Meent, D., Verboom, H.H. y Lee, N. (1992). Reductive transformations of halogenated aromatic hydrocarbons in anaerobic water-sediment systems: kinetics, mechanisms and products. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 11(3), 289–300.
- WHO. (1991). Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene. World Health Organization. Environmental Health Criteria 128, World Health Organization. Geneva, Switzerland.
- Xu, X.H., Zhou, H.Y., Wang, D.H. (2003). Catalytic dechlorination of chlorobenzene in water by Pd / Fe system. *Chinese Chemical Letters.* 14(7), 700-703.