

2011 Biodegradación de Aguas Residuales Inhibitorias
en un Reactor discontinuo Secuencial Residuales Darling A. L.



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales

Biodegradación de Aguas Residuales Inhibitorias en un
Reactor Discontinuo Secuencial

Tesis
Que como parte de los requisitos para obtener el grado de
Licenciado en Biología

Presenta
Darling Avigail López Cruz

Querétaro, Qro.
Mayo 2011



Portada Interna de Tesis

Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Licenciado en Biología

Biodegradación de Aguas Residuales Inhibitorias en un Reactor Discontinuo Secuencial

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de Licenciado en Biología

Presenta:

Darling Avigail López Cruz

Dirigido por:

Dr. Iván Moreno Andrade

SINODALES

Nombre del Sinodal
Presidente

Firma

Nombre del Sinodal
Secretario

Firma

Nombre del Sinodal
Vocal

Firma

Nombre del Sinodal
Suplente

Firma

Nombre del Sinodal
Suplente

Firma

Nombre y Firma
Director de la Facultad

Nombre y Firma
Director de Investigación y
Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Mayo 2011
México

Resumen

Muchos de los procesos industriales que generan aguas residuales con compuestos tóxicos orgánicos se caracterizan por su variabilidad. En los últimos años, se ha incrementado el interés en desarrollar nuevas biotecnologías para tratamiento de aguas residuales industriales, como es el caso del uso de Reactores Discontinuos Secuenciales (SBR). En el presente trabajo se evaluó la biodegradación de dos aguas residuales inhibitorias por medio de un reactor SBR. El biorreactor fue inoculado con microorganismos provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales. Se controló la temperatura (20° C) y la agitación (150 rpm) del reactor. La estrategia experimental se dividió en dos partes: 1) se degradó una muestra de agua sintética que contenía 4-clorofenol (4CF), como única fuente de energía y se evaluó la aclimatación de los microorganismos a la degradación de 200 mg4CF/L, 2) se degradaron aguas residuales provenientes de sanitarios portátiles (denominada agua azul). En este caso se evaluó también la aplicación de una estrategia de control óptimo desarrollada previamente en el Instituto de Ingeniería de la UNAM. Los resultados demostraron que en el caso del 4CF se biodegradaron 200 mg/L de 4CF en 1.6 h después de la aclimatación. En el caso de las aguas azules, se demostró que un SBR aerobio pudo degradar con una eficiencia de remoción superior al 75%. Al operar el reactor con la estrategia de tiempo óptimo se observó un excelente funcionamiento comparado con la estrategia usual de operación de los sistemas SBR ya que esta estrategia fue capaz de degradar el agua azul sin dilución, lo cual, a nuestro conocimiento, no ha sido reportado previamente. En los dos casos estudiados los parámetros operacionales demostraron que la biomasa tuvo excelentes características de sedimentabilidad.

Palabras claves: Biodegradación, SBR, aguas residuales inhibitorias.

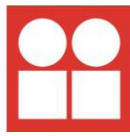
Abstract

Many industrial processes generate wastewater that contains toxic organic compounds and that are characterized by their variability. Currently, the development of new biotechnologies to improve industrial wastewater treatment, have increased this is the case of sequential batch reactors (SBR). In the present work, the biodegradation of two inhibitory wastewaters using SBR reactors was evaluated. The SBR was inoculated with microorganisms coming from a municipal wastewater treatment plant. Temperature (20°C) and agitation (150 rpm) of the reactor was controlled. The experimental strategy was divided into two parts: 1) degradation of synthetic wastewater containing 4-chlorophenol (4CF), as the single source of carbon and energy. The acclimation of microorganisms to degrade 200 mg4CF/L was evaluated. 2) degradation of portable toilet wastewater (named blue water). In this case, the implementation of an optimal control strategy previously developed at the Institute of Engineering UNAM was also tested. The results showed that in the case of 4CF, biodegradation after acclimation was obtained in 1.6 h. In the case of the blue water, it was shown that the aerobic SBR removed efficiently the organic matter with values higher than 75% as chemical oxygen demand. The operation of the reactor with the optimal control strategy showed an excellent performance compared with the usual strategy of SBR system operation mode, since this strategy was able to degrade the blue water without any dilution. To our knowledge the efficient degradation of blue water without dilution has not been reported previously. In both studied cases, operating parameters showed that the biomass had excellent settling characteristics.

Keywords: Biodegradation, SBR, inhibitory wastewater.

Apoyos Recibidos

Este trabajo fue desarrollado en el laboratorio de Investigación en Procesos Avanzados de Tratamiento de Aguas de la Unidad Académica Juriquilla del Instituto de Ingeniería de la UNAM.



**INSTITUTO
DE INGENIERÍA
UNAM**

LIPATA

LABORATORIO DE INVESTIGACIÓN
EN PROCESOS AVANZADOS DE
TRATAMIENTO DE AGUAS

Se agradece el apoyo financiero del Fondo de Investigación del Instituto de Ingeniería de la UNAM (Proyectos internos A2) a través del proyecto 9362 y del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a través del proyecto 103720.

Dedicatorias

Dedico la presente tesis a los seres que más amo en este mundo:

A ti Dios que me diste la oportunidad de vivir y de regalarme una familia maravillosa.

A mi padre, Pedro López, por enseñarme el amor al estudio, por sus ejemplos de perseverancia y constancia que lo caracterizan y que me has infundado, por estar a mi lado apoyándome y aconsejándome siempre.

A mi madre, Celia Cruz, por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos, valores, por la motivación constante que me ha permitido ser una persona de bien, pero más que nada por su paciencia y soportar mis errores.
¡Gracias por darme la vida!

Gracias por todo papá y mamá por darme una carrera para mi futuro y creer en mí, aunque hemos pasado momentos difíciles siempre han estado apoyándome y brindándome todo su amor, por todo esto les agradezco de todo corazón el que estén conmigo a mi lado.

A mis hermanos, Pedro Iván, Erick Gabriel, Erick Iván, Frederick Abimael y Arcelia, por ser la fuente de mi inspiración y motivación para superarme cada día mas y así poder luchar para que la vida me depare un mejor futuro.

Con todo mi amor y cariño, gracias a sus consejos y palabras de aliento crecí como persona, gracias por ayudarme a cumplir mis objetivos como persona y estudiante.

No me puedo ir sin antes decirles, que sin ustedes a mi lado no lo hubiera logrado, tantas desveladas sirvieron de algo y aquí está el fruto. Les agradezco a todos ustedes con toda mi alma el haber llegado a mi vida y el compartir momentos agradables y momentos tristes, pero esos momentos son los que nos hacen crecer y valorar a las personas que nos rodean.

Gracias por atreverse a confiar en mí; ustedes han sido la base de mi vida profesional y toda la vida les estaré agradecida.

Agradecimientos

Gracias a la Unidad Académica Juriquilla del Instituto de Ingeniería de la Universidad nacional autónoma de México por permitirme realizar en sus instalaciones este trabajo de tesis.

Me gustaría agradecer sinceramente a mi director de tesis, Dr. Iván Moreno Andrade su esfuerzo y dedicación, sus conocimientos, sus orientaciones, su manera de trabajar, su persistencia, su paciencia y su motivación han sido fundamentales para mi formación. A su manera, ha sido capaz de ganarse mi lealtad y admiración, así como sentirme en deuda con el por todo lo recibido durante el periodo de tiempo que ha durado esta tesis de Licenciatura.

A los miembros de mi jurado: Dr. Juan Campos Guillén, Dra. Karina Acevedo Whitehouse, M en C. Joel Quezada Mejorada por sus comentarios para enriquecer esta tesis.

A mis compañeros del Instituto de Ingeniería: Gamaliel Hernández Cadenas, Rodolfo Amaya Vigil, Carlos Cervantes Astorga, Ivonne Mar, Víctor Arellano, Mónica Rangel, por haberme brindado su amistad y hacer ameno el trabajo de laboratorio.

Y por último, pero no menos importantes, estaré eternamente agradecida a mis dos compañeros de trabajo Tonatihu Moreno Perlín y Julio Cesar Figueroa Sánchez por el trabajo y apoyo en algunos experimentos. Para mi son los mejores compañeros que se puede tener. El ambiente de trabajo creado es simplemente perfecto, y su visión, motivación y optimismo me han ayudado en momentos muy críticos de la tesis.

Agradezco el apoyo técnico del M en B. Jaime Pérez Trevilla en el entrenamiento de la operación de equipos especializados, asesoramiento técnico de laboratorio y apoyo en el trabajo del día a día en el laboratorio.

Para ellos

Muchas gracias por todo.

Nomenclatura

4CF	4-clorofenol
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
IVL	Índice volumétrico de lodos
KLa	Coeficiente de transferencia de masa
L	Litros
lpm	Litros por minuto
mg	miligramos
OD	Oxígeno disuelto
Os	Oxígeno disuelto en el sustrato
pH	potencial de hidrógeno
q	Tasa específica de degradación
rpm	Revoluciones por minuto
SBR	Reactor discontinuo secuencial (<i>Sequencing batch reactor</i>)
SST	Sólidos suspendidos totales
SSTe	Sólidos suspendidos totales en el efluente
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
TCMO	Tasa de consumo másico de oxígeno
V	Volumen
VS	Velocidad de sedimentación
°C	Grados centígrados
μ	Tasa de crecimiento de los microorganismos

Índice

	Página
Resumen	I
Abstract	II
Apoyos recibidos	III
Dedicatorias	IV
Agradecimientos	VI
Nomenclatura	VIII
Índice	IX
Índice de tablas	XI
Índice de figuras	XII
1. INTRODUCCIÓN	1
2. MARCO TEÓRICO	4
2.1 Problema del agua en México	4
2.2. Tratamiento de aguas residuales	8
2.2.1 Tratamiento biológico de aguas residuales	10
2.2.2 Aguas residuales industriales	13
2.3. Reactores discontinuos secuenciales	14
2.4. Tratamiento de aguas residuales conteniendo compuestos inhibitorios	17
3. OBJETIVOS	19
3.1 Objetivo general	19
3.2 Objetivos particulares	19
4. METODOLOGÍA	20
4.1 Estrategia experimental	20
4.2 Arranque del reactor	20

4.3	Evaluación de una estrategia de control óptimo para la degradación de aguas azules	22
4.4	Técnicas analíticas	26
5.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
5.1	Tratamiento de agua sintética conteniendo 4-clorofenol	28
5.1.1	Aclimatación de los microorganismos al 4-clorofenol	28
5.2	Tratamiento de aguas residuales de sanitarios portátiles	31
5.2.1	Caracterización del agua azul	31
5.2.2	Aclimatación de los microorganismos a la degradación del agua azul	31
5.2.2.1	Datos operacionales del biorreactor durante la aclimatación	32
5.2.3	Operación de la estrategia de tiempo óptimo	35
5.2.4	Cinética de degradación de agua residual diluida por medio de la estrategia de control óptimo	38
5.2.5	Cinética de degradación de agua residual sin diluir por medio de la estrategia de control óptimo	40
6.	CONCLUSIONES	43
7.	REFERENCIAS	45

Índice de tablas

Tabla	Página
Tabla 2.1. Principales procesos biológicos para el tratamiento de aguas Residuales.	11
Tabla 5.1. Intervalos de variación del índice volumétrico de lodos del ciclo 0 al 40.	29
Tabla 5.2 Caracterización del agua residual (agua azul) empleada en el estudio.	31

Índice de figuras

Figura	Página
Figura 2.1. Precipitación pluvial anual en México	5
Figura 2.2. Principales concentraciones de habitantes en México	5
Figura 2.3. Acuíferos sobreexplotados	7
Figura 2.4. Fases de funcionamiento de un sistema SBR	15
Figura 4.1. Reactor SBR aerobio automatizado para la degradación del 4-clorofenol y la degradación de aguas residuales provenientes de sanitarios portátiles	22
Figura 4.2. Grafica representando el comportamiento de la Ley de Haldane propuesta por Andrews (1968)	24
Figura 4.3. Principio de funcionamiento del control óptimo	25
Figura 5.1. Cinética de degradación durante el proceso de aclimatación al 4 CF. Aclimatación a 200 mg/L de 4 CF	29
Figura 5.2. Cinética de degradación del 4 CF después de la aclimatacion, durante el ciclo 20. Aclimatación a 200 mg/L de 4 CF	30
Figura 5.3. Eficiencias de remoción de la DQO de aguas residuales de sanitarios portátiles	32
Figura 5.4. Sólidos Suspendidos Volátiles y Sólidos Suspendidos Totales dentro del reactor de aguas residuales de sanitarios portátiles	33
Figura 5.5. Evolución del IVL y VS de la biomasa del agua residual de sanitarios portátiles	34
Figura 5.6. Sólidos suspendidos totales en el efluente del agua residual de los sanitarios portátiles	35
Figura 5.7. Eficiencias de remoción de la DQO de aguas residuales de sanitarios portátiles	36

Figura	Página
Figura 5.8. Sólidos Suspendidos Totales en el efluente, del agua residual de los sanitarios portátiles con la estrategia de control óptimo	37
Figura 5.9. Evolución del IVL y VS de la biomasa del agua residual de sanitarios portátiles con la estrategia de control óptimo	37
Figura 5.10. TCMO y cinética de degradación de DQO durante la operación de la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules diluidas	38
Figura 5.11. Temperatura y oxígeno disuelto durante la operación de la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules diluidas	39
Figura 5.12. TCMO y cinética de degradación de DQO durante la operación de la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules sin diluir	40
Figura 5.13. Temperatura y oxígeno disuelto durante la operación de la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules sin diluir	41
Figura 5.14. Detalle de la primer hora y media de operación del la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules diluidas (TCMO y DQO)	42

1

Introducción

México enfrenta actualmente problemas graves por el agua, incluso, se dice que “la guerra del próximo siglo no será de tierras, será por agua”, lo que resulta evidente ya que el agua es un recurso que es vital para el ser humano y para todos los seres vivos.

El problema no es que se acabe el agua en el mundo, el problema se centra en la calidad de la misma, ya que cada vez es menor la cantidad de agua libre de contaminantes. A esto hay que agregar su mala distribución, falta de una buena red de drenajes, desperdicio constante y una falta de educación sobre el cuidado del agua y su buen uso en los hogares, fábricas, y empresas.

Las principales causas de contaminación de las aguas en México son: contaminación microbiológica por desechos de aguas municipales no tratadas; por sustancias químicas de desechos industriales; por fertilizantes y pesticidas; y por

intrusión salina (García y Martínez, 2009). Lo anterior provoca que el agua de las fuentes contaminadas no pueda ser utilizada para fines humanos y que las especies que viven en los cuerpos de agua en esas condiciones se extingan afectando así ciclo hidrológico y las redes tróficas.

En la actualidad el origen de los conflictos asociados con el agua ha sido la demanda cada vez más mayor debido al crecimiento poblacional y al desarrollo, por eso es importante conocer los posibles factores que nos están llevando a una crisis del agua; por ejemplo, la incertidumbre de la disponibilidad y calidad del recurso.

La calidad del agua también es resultado de la actividad humana. Los diferentes procesos industriales, urbanos o agrícolas, vierten diversos tipos de sustancias en concentraciones tales que la naturaleza no es capaz de incorporarlos al medio ambiente, este problema ocasiona que el agua, aunque esté disponible, no pueda ser utilizada y no sólo esto, sino que también su condición de deterioro afecte al ecosistema.

El tratamiento y reúso de aguas residuales urbanas e industriales es una opción que ha cobrado importancia en zonas de recursos hídricos escasos, incluyendo el estado de Querétaro, lo que obliga a la mejora de las tecnologías de tratamiento. Las aguas residuales industriales tienen entre sus características habituales la presencia de contaminantes orgánicos resistentes a la degradación y compuestos tóxicos que inhiben la actividad de los microorganismos en tratamientos biológicos convencionales (Orthon et al., 2009).

Como ejemplos se pueden citar dos casos muy particulares, las aguas residuales de industrias químicas, petroquímicas, farmacéuticas y de blanqueado de papel cuyos efluentes son difíciles de tratar por métodos convencionales ya que contienen compuestos aromáticos tales como fenoles y clorofenoles (Moreno-Andrade y Buitrón, 2008). Otro caso particular de aguas residuales que inhiben los

tratamientos biológicos convencionales son las aguas derivadas de sanitarios públicos (sanitarios móviles, incluyendo sanitarios de transportes como aviones, barcos y autobuses) (Moreno-Andrade et al., 2009). Por lo anterior el presente trabajo se centra en investigar la biodegradación de este tipo de aguas residuales en un reactor discontinuo secuencial (SBR, por sus siglas en ingles).

2

Marco teórico

2.1 Problema del agua en México

México tiene 1 959 248 Km² de superficie y una precipitación media anual de 772 mm. Sin embargo, la distribución del agua en el país es irregular ya que en 42% del territorio, principalmente en el norte, la precipitación media anual es menor a 500 mm, y en algunos casos como en las zonas del noroeste del país llegan a ser menores a 100 mm. En contraste, en el 7% del territorio, existen zonas con precipitaciones medias anuales superiores a los 2,000 mm, con zonas donde la precipitación es mayor a 4500 mm (Figura 2.1) (CONAGUA, 2010). Cabe destacar que la distribución mensual de la precipitación acentúa los problemas relacionados con la disponibilidad del recurso, ya que el 68 % de la precipitación normal mensual cae entre los meses de junio y septiembre (CONAGUA, 2010).

El clima en la parte norte de México es árida a semi-árida, y es en esta zona donde se encuentran las ciudades más grandes del país, así como las principales concentraciones de actividad industrial y agrícola (CONAGUA, 2010). Sin embargo, esta región apenas cuenta con menos de la tercera parte de los recursos hidráulicos del país (Figura 2.2).

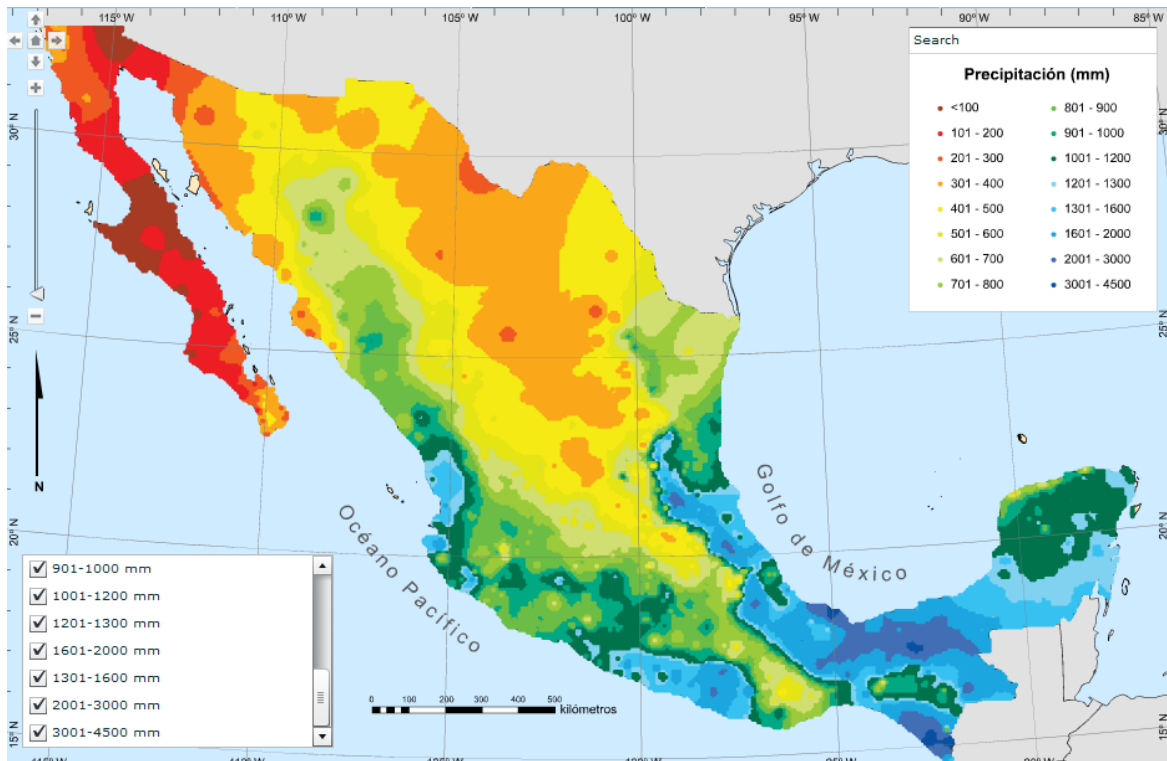


Figura 2.1. Precipitación pluvial anual en México. Fuente: CONAGUA 2010



Figura 2.2. Principales concentraciones de habitantes en México. Fuente: CONAGUA 2010

La Comisión Nacional del Agua ha identificado 653 acuíferos en el Territorio Nacional. Aproximadamente 200 de estos acuíferos han sido sujeto de uno o más estudios, y los volúmenes disponibles para 188 acuíferos han sido publicados en el Diario Oficial de la Federación. Esto quiere decir que dos terceras partes de los acuíferos de México no han sido cartografiados, y en ellos no se conoce su geometría, volumen de agua disponible, y otra información básica (CONAGUA, 2010).

En México existen una serie de problemas en torno al agua subterránea: la sobreexplotación de los acuíferos y contaminación de los mismos. De los 653 acuíferos identificados por la Gerencia de aguas subterráneas de la CONAGUA, según Marín (2004), alrededor de 98-102 acuíferos están sobreexplotados. De estos acuíferos sobreexplotados se extrae el 51% del total a nivel nacional. El usuario más importante del agua subterránea es el sector agrícola, que utiliza un 70% de las extracciones, seguido a buena distancia por los usos público-urbano e industrial, que representan alrededor del 22% del bombeo total y poco más del 6%, respectivamente (Figura 2.3) (CONAGUA, 2010).

Los problemas de contaminación en México son amplios y pueden ser vistos desde dos puntos de vista: contaminación antropogénica y contaminación natural. La antropogénica se divide en tres tipos: bacteriológica, inorgánica, y orgánica. En la actualidad, los niveles freáticos son bajos y la calidad del agua ha disminuido por la contaminación antropogénica. La contaminación natural está relacionada con áreas donde se encuentran elementos o compuestos naturales que son tóxicos como el plomo o arsénico (Marín, 2004).

Uno de los problemas más grandes que enfrenta México es la contaminación bacteriológica. Esto está asociado principalmente a la falta de tratamiento de las aguas residuales. En 1980 las aguas residuales en el mundo ascendían a unos 1870 kilómetros cúbicos, llegando a 2300 kilómetros cúbicos a finales del siglo XX (Marín, 2004).

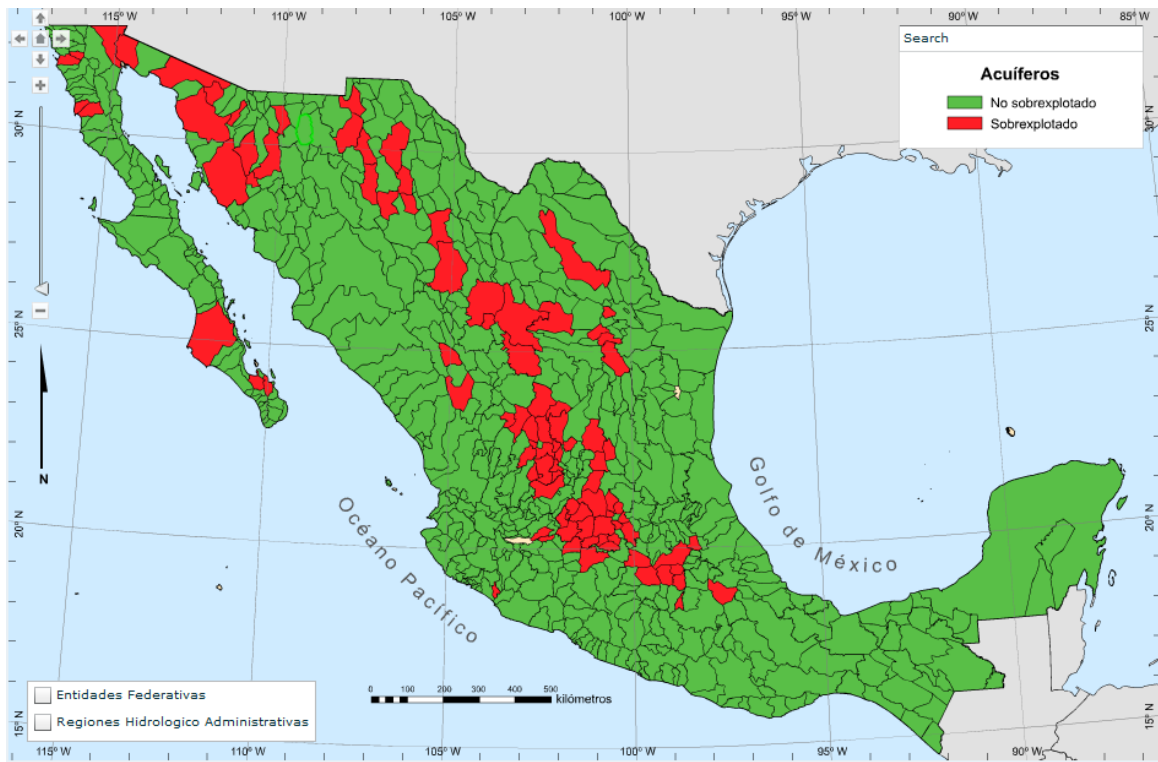


Figura 2.3. Acuíferos sobreexplotados. Fuente: CONAGUA 2010

La Secretaría de medio ambiente y recursos naturales (SEMARNAT) informan que los recursos hidráulicos más contaminados y sobreexplotados se concentran en las zonas más pobladas del país, en las que escasea más el agua, provocando que la calidad de ésta sea inadecuada para una gran variedad de usos incluyendo el consumo humano. Las ciudades, las industrias, las actividades agropecuarias, la erosión del suelo y otras acciones humanas aportan grandes cantidades de contaminantes a los cuerpos de agua (SEMARNAT, 2002).

De acuerdo a la Organización de las Naciones Unidas un país con escasez de agua es aquel que cuenta con menos de 1.000 metros cúbicos disponibles por habitantes por año, lo que no es suficiente para proporcionar adecuada alimentación o para respaldar el progreso económico, y es además una causa potencial de severos daños ambientales. Los países con 1,000 a 1,700 metros cúbicos de agua por persona por años se dice que tienen dificultades hídricas,

México se ubica entre los países que se consideran con dificultades hídricas (Brooks, 2004), incluso, el Valle de México presenta un alto estrés hídrico al registrar menos de 900 metros cúbicos de agua por habitante al año. La mayor presión sobre el recurso hídrico se encuentra en el norte y en el centro del país, especialmente en el valle de México donde la presión llega a 120% (Brooks, 2004).

Debido al crecimiento de la mancha urbana se ha creado un desequilibrio. Es por esto que el crecimiento económico ha ejercido mayor presión sobre las reservas de agua. Los problemas de escasez de agua en México se han agravado, lo que genera mayor tensión en la competencia por el recurso, no solo al interior, sino con los Estados Unidos (Pérez et al, 2006).

Es importante sensibilizar a la población mundial acerca de la importancia del agua y empezar un agresivo programa de exploración de recursos hidrogeológicos. Esto presenta una gran oportunidad para que el sector académico pueda participar en la solución de estos problemas en particular a través de la creación de centros de investigación dedicados al estudio del agua.

2.2 Tratamiento de Aguas Residuales

Los objetivos del tratamiento de aguas residuales son básicamente dos: Proteger los cuerpos de agua evitando la descarga de aguas residuales contaminadas y obtener un agua de calidad adecuada para su reuso (Escalas, 2006).

El tratamiento de aguas residuales es una herramienta básica para la eliminación de contaminantes por medio de métodos físicos, químicos y biológicos. Los métodos en los que predomina una fuerza física para separar los contaminantes del agua se conocen como operaciones físicas. Con este tipo de métodos únicamente se remueven los contaminantes sin realizar ningún tipo de reacción química o biológica (Metcalf & Eddy, 2003).

Los métodos en los que la eliminación o conversión del contaminante es provocada por la adición de químicos o por otras reacciones químicas se conocen como procesos químicos. Aquí se manipulan las propiedades químicas de los contaminantes para facilitar su remoción (Metcalf & Eddy, 2003).

Los métodos en los cuales la eliminación de contaminantes es producida por la actividad biológica se conocen como procesos biológicos. Los microorganismos descomponen los contaminantes orgánicos biodegradables y nutrientes del agua residual (Metcalf & Eddy, 2003).

El tren de tratamiento de aguas residuales puede incluir los procesos anteriores y generalmente el diseño puede contemplar la aplicación de tres etapas: tratamiento primario o físico, tratamiento secundario o biológico, y tratamiento terciario.

El tratamiento primario es un proceso mecánico que consiste en la remoción física de sólidos como arena y materiales como grasas y espumas. El primer paso es la sedimentación y filtración de sólidos a través de rejillas. La sedimentación separa tanto los sólidos de cantables como aquéllos que flotan. Durante esta decantación primaria existe la tendencia a que las partículas floculables formen agregados, hecho que puede favorecerse con la adición de compuestos químicos. El material que flota consiste en aceites, ceras, ácidos grasos y jabones insolubles que se conocen genéricamente como grasa. (Gallardo, 2007).

Los principales objetivos del tratamiento biológico de aguas residuales son transformar los componentes disueltos o partículas biodegradables en productos finales menos complejos o incluso la mineralización de ellos, capturar o incorporar sólidos coloidales suspendidos o no sedimentables en un flóculo o en una biopelícula y, en algunos casos, remover trazas de compuestos orgánicos (Metcalf & Eddy, 2003).

El tratamiento terciario se emplea para lograr un agua más pura, incluso potable, si se desea. Es un tratamiento químico, por ejemplo, precipitación, desinfección. Las tecnologías de precipitación, coagulación y floculación por lo general involucran sistemas de alimentación química sofisticados que a menudo se encuentran fuera del alcance tecnológico de los operadores de plantas de tratamiento de agua en las áreas más remotas. Mientras tanto, la filtración lenta con arena es utilizada más a menudo como una aplicación de agua potable, pero puede bajo condiciones propicias ser también utilizada para el control de aguas residuales, jugando un papel doble como un sistema de tratamiento biológicamente activo antes de alimentar las corrientes naturales de agua (Kelly et al., 2002).

2.2.1. Tratamiento biológico de aguas residuales

Los tratamientos biológicos se pueden clasificar dependiendo de las funciones metabólicas de los microorganismos en: procesos aerobios, en los cuales el oxígeno es el principal aceptor de electrones; procesos anóxicos, que se realizan en ausencia o a muy bajas concentraciones de oxígeno molecular, y por último, los procesos anaerobios, que se realizan en ausencia de oxígeno. La tabla 2.1 muestra los principales procesos biológicos y su aplicación (Metcalf & Eddy, 2003).

Dependiendo de la forma de asociación de los microorganismos se puede clasificar como crecimiento fijo (biopelículas) o en suspensión. En procesos con biomasa fija los microorganismos crecen adheridos a un material inerte. En los procesos de biomasa suspendida los flóculos se mantienen en suspensión gracias al mezclado. El proceso aerobio con biomasa suspendida es comúnmente conocido como lodos activados por los especialistas del área (Metcalf & Eddy, 2003).

Tabla 2.1. Principales procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales

TIPO	NOMBRE COMÚN	APLICACIÓN
PROCESOS AEROBIOS		
Cultivo en suspensión	Proceso de lodos activados	Eliminación DBO (nitrificación)
	Lagunas aeradas	
	Estanques aerobios de alta carga	Eliminación DBO
	Digestión aerobia	Estabilización, eliminación de la DBO
Cultivo fijo	Nitrificación de cultivos en suspensión	Nitrificación
	Filtros percoladores	Eliminación de la DBO (nitrificación)
PROCESOS COMBINADOS		
	Filtros percoladores, lodos activados	Eliminación de la DBO
PROCESOS ANÓXICOS		
Cultivo en suspensión	Desnitrificación con cultivo en suspensión	Desnitrificación
Cultivo fijo	Desnitrificación con cultivo fijo	
PROCESOS ANAEROBIOS		
Cultivo en suspensión	Digestión anaerobia:	Estabilización, eliminación de la DBO
Cultivo fijo	Proceso anaerobio de contacto	Eliminación de la DBO
	Filtro anaerobio	Eliminación de la DBO (nitrificación)
	Lagunas anaerobias (estanques)	Eliminación de la DBO (estabilización)

Fuente: Metcalf & Eddy, 2003

Un proceso biológico de tratamiento de aguas residuales incluye la degradación de la materia orgánica por los microorganismos y después, el agua tratada es separada de los microorganismos. En un proceso continuo estas etapas se llevan a cabo en dos tanques: el primero es el reactor biológico donde se lleva a cabo la reacción bioquímica que permite la mineralización de la materia orgánica

contaminante y el segundo es un sedimentador donde se separan los microorganismos del efluente tratado. En el caso de los procesos discontinuos, ambos pasos del tratamiento se realizan en el mismo tanque, es decir, ocurre primero la reacción, seguida de una fase de sedimentación y el posterior vaciado del reactor (Moreno, 2006).

En los flóculos existe una dinámica poblacional muy grande, estas poblaciones están en constante adaptación, muchos investigadores han identificado los miembros de las comunidades por sus funciones básicas. Los procesos aerobios por lodos activados están formados por bacterias, hongos, protozoos y nemátodos. Por lo general, las bacterias son los microorganismos que en las plantas de tratamiento realizan la mayor parte de la degradación de la materia orgánica (Metcalf & Eddy, 2003). Las bacterias que actúan en la degradación generalmente son gram negativas e incluyen miembros de los géneros *Pseudomonas*, *Zoogloea*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Mycobacterium* y nitrificantes como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Se pueden presentar formas filamentosas como *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*, *Leptomitus*, *Leucothrix* y *Geotrichum*. Las bacterias gram positivas reportadas en sistemas aerobios pertenecen a los géneros *Bacillus* y *Micrococcus* (Lewandowski, 1990).

Evidentemente los tratamientos biológicos estarán limitados cuando los influentes a tratar contengan moléculas xenobióticas, inhibitorias, o tóxicas para el cultivo biológico. El enriquecimiento en cultivos específicos o aclimatados y los tratamientos integrados son algunas de las estrategias posibles en estos casos (Arnaiz et al., 2000). Se ha demostrado que en el tratamiento de aguas residuales municipales la diversidad de microorganismos es mucho mayor que en una planta de tratamiento de efluentes industriales. Lo anterior es debido a que en el tratamiento de aguas residuales industriales existe una selección de microorganismos especializados en la degradación de los compuestos específicos que se encuentran en la descarga industrial (Moreno-Andrade y Buitrón, 2004).

2.2.2. Aguas residuales industriales

Las aguas residuales se pueden clasificar de la siguiente manera:

- Aguas residuales domésticas: Aquellas procedentes de zonas de vivienda y de servicios generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.
- Aguas residuales industriales: Todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial.

Los tratamientos de aguas industriales son muy variados, según el tipo y giro del establecimiento generador, y pueden tratarse por medio de procesos como precipitación, neutralización, oxidación química y biológica, filtración, intercambio iónico (Flores, 2007).

La gran mayoría de las aguas industriales se pueden degradar por medio del empleo de microorganismos, sin embargo existen más de 70,000 compuestos xenobióticos, muchos de los cuales son difíciles de degradar por medio de procesos biológicos convencionales. Generalmente cuando estos compuestos se encuentran en un agua residual industrial, el tratamiento biológico presenta problemas debido a la poca biodegradabilidad y los efectos tóxicos que estos pueden tener sobre la biomasa (y en general sobre los seres vivos) (Moreno, 2006).

En muchos casos la biodegradación de estos compuestos es muy lenta, y son requeridas condiciones ambientales muy específicas (pH, potencial redox, temperatura, etc.). La posibilidad de que un compuesto tóxico sea degradado va a depender principalmente de la presencia de un microorganismo especializado y de la aclimatación (Aelion et al., 1989). La selección conveniente del inoculo y del método de aclimatación a los compuestos tóxicos es necesaria especialmente para el arranque de reactores aerobios que tratan efluentes industriales (Moreno y Buitrón, 2004).

2.3. Reactores Discontinuos Secuenciales

El uso de los reactores discontinuos secuenciales o SBR (Sequencing Batch Reactor, por sus siglas en inglés), es una de las alternativas innovadoras que ha sido utilizada para el tratamiento de efluentes industriales (Moreno y Buitrón, 2008). El sistema SBR está orientado en función del tiempo donde el flujo, el mezclado, la aireación y el volumen del reactor son variables de acuerdo a una estrategia de funcionamiento periódico.

Usualmente los biorreactores SBR operan bajo fases bien definidas que son (Figura 2.4):

1. *Llenado*. Donde se realiza la adición del sustrato (agua residual) al reactor
2. *Reacción*. En esta etapa los microorganismos realizan la degradación de la materia orgánica, en el caso de los procesos aerobios se suministra oxígeno por medio de aireación.
3. *Sedimentación*. Permite la separación de sólidos para lograr un sobrenadante clarificado como efluente.
4. *Vaciado*. Cuyo propósito es la extracción del agua clarificada del reactor.

En algunos casos se puede emplear un Tiempo muerto, el cual sirve para ajustar los tiempos de cada una de las fases dependiendo de los requerimientos del proceso.

Se considera que un ciclo de degradación se lleva a cabo cuando se ha realizado cada una de las fases auto descritas desde el llenado hasta el vaciado. Las diferentes versiones de los SBR incluyen influentes continuos y/o periódicos y distintas fases de reacción, sedimentación y vaciado (Wilderer *et al.*, 2001). El proceso SBR puede trabajar con biomasa suspendida, fija o una mezcla de ambos (Wilderer y McSwain, 2004).

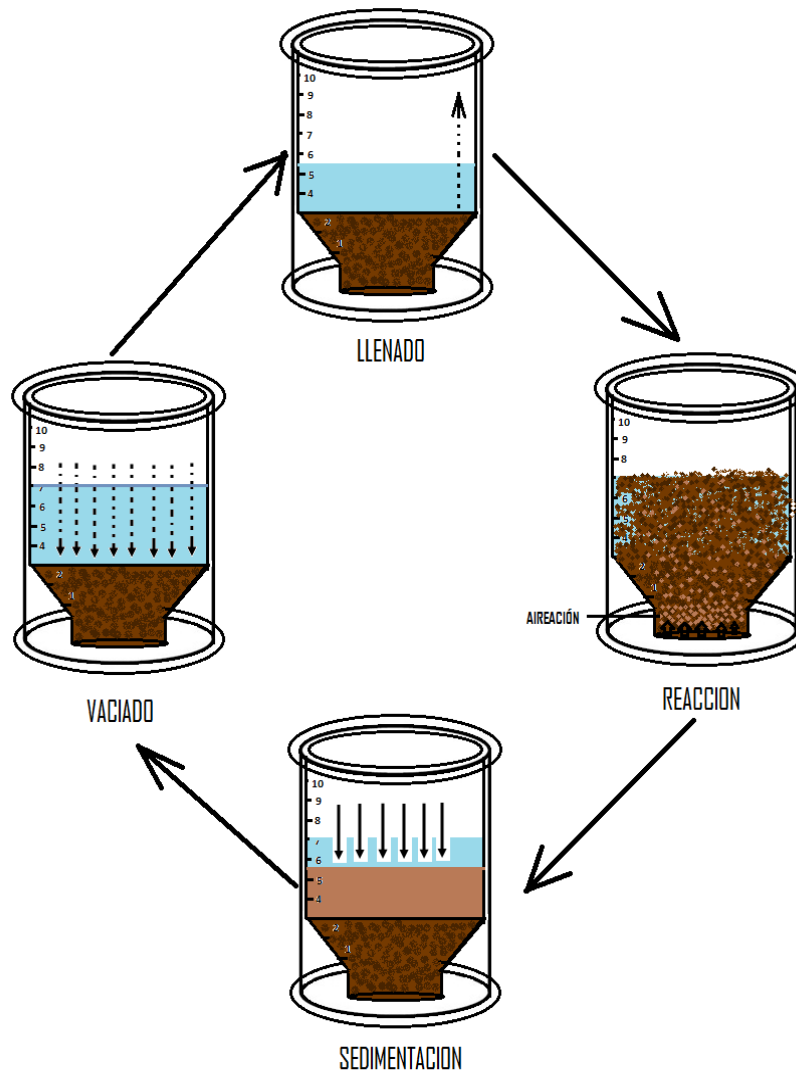


Figura 2.4. Fases de funcionamiento de un sistema SBR.

El sistema SBR presenta las siguientes ventajas con respecto a los procesos continuos (Irvine y Ketchum, 1988):

- Establecimiento de un consorcio de microorganismos estable y con altos rendimientos.
- Flexibilidad en la conducción de su operación: en estos procesos la degradación de los compuestos se realiza en función del tiempo. En caso

de haber un choque de concentración (aporte puntual de un tóxico) se puede prolongar la duración del tratamiento.

- Se disminuyen los costos de inversión, pues el mismo tanque sirve de reactor y de sedimentador.
- Se mejora la decantación de la biomasa debido a la operación cíclica del reactor. Los índices de decantación malos, si es que existen, son menores que los que presentan los procesos continuos.

Los sistemas SBR han demostrado ser una excelente alternativa para el tratamiento de aguas residuales conteniendo altas concentraciones de compuestos xenobióticos (Buitrón *et al.*, 2003), para tratar efluentes inhibitorios muy variables y compuestos específicos presentes en aguas residuales industriales.

Se ha observado que en los reactores SBR se pueden generar gránulos aerobios con propiedades de sedimentación mucho mejores que los flóculos. Los gránulos aerobios son poblaciones de microorganismos asociados de forma muy compacta y han sido reportados recientemente en los SBR. Las principales ventajas de la formación de los gránulos son la alta sedimentabilidad y una mayor área superficial (Moreno, 2006).

2.4 Tratamiento de aguas residuales conteniendo compuestos inhibitorios

El tratamiento de las aguas industriales residuales que contienen compuestos orgánicos tóxicos, tales como los producidos en las industrias química y petroquímica, textil, resinas sintéticas, fibras artificiales y sintéticas, hules, adhesivos, agroquímicos, pigmentos y colorantes, farmacéutica, plásticos y

polímeros, papel y celulosa, siderúrgica, eléctrica y electrónica, es difícil de realizar por métodos biológicos.

Muy pocas instalaciones de tratamiento de este tipo de aguas operan satisfactoriamente. Los mayores problemas se presentan debido a la variabilidad del agua residual, tanto en su composición como en su flujo (muchas operaciones en las plantas manufactureras ocurren en forma transitoria: lavado de los tanques, cambio del producto manufacturado, etc.), y debido al hecho de que tales sustancias son inhibitorias de la actividad de los microorganismos (Englande et al., 2004).

Como ejemplo se tiene dos casos muy particulares, las aguas residuales que contienen fenoles y las aguas residuales de los sanitarios públicos. Las aguas residuales que contienen fenoles provienen normalmente de industrias farmacéuticas y químicas las cuales son difíciles de degradar en sistemas tradicionales de lodos activados, ya que se ha demostrado que la presencia de 10 mg/L de fenoles en el agua residual crea la inhibición del proceso biológico (inhibición de los microorganismos) lo cual lleva a una baja eficiencia de remoción, con lo cual el tratamiento del agua no se lleva a cabo. Uno de los compuestos fenólicos más importantes es el 4- clorofenol (4CF), debido a que es formado de la cloración del agua residual, durante la cloración para blanquear la pulpa para la fabricación de papel y está presente en una gran cantidad de efluentes de procesos químicos y farmacéuticos (Pritchard et al., 1987). Por lo anterior se ha explorado el uso de reactores SBR para obtener su degradación de manera eficiente (Moreno, 2006).

En el caso de las aguas residuales provenientes de sanitarios públicos (incluyendo los sanitarios de medios de transportes como aviones, autobuses, transbordadores, yates y de baños públicos portátiles), se ha demostrado que estas aguas son inhibitorias para los microorganismos en plantas de tratamiento debido a que en los tanques de almacenamiento se aplica un compuesto

sanitizante color azul el cual tiene una acción bactericida. Estas aguas son denominadas aguas azules y se caracterizan por tener altas concentraciones de materia orgánica, papel disuelto, y compuestos químicos como formaldehidos, alquil-fenoles y glicoles (US Patent 5980756). Lo anterior hace difícil su degradación por procesos biológicos convencionales. Al respecto Moreno-Andrade *et al.*, 2009 reportaron la degradación de este tipo de aguas residuales en reactores SBR.

3

Objetivos

3.1 Objetivo general

Evaluar el proceso de biodegradación de dos tipos de aguas residuales inhibitorias en un reactor discontinuo secuencial

3.2 Objetivos particulares

- Evaluar la aclimatación y operación de un biorreactor aerobio para la biodegradación de 4-clorofenol en un reactor discontinuo secuencial
- Determinar la biodegradación de la materia orgánica de aguas residuales proveniente de un sanitario portátil en un reactor discontinuo secuencial.

4

Metodología

4.1. Estrategia experimental

El desarrollo experimental se divide en dos fases. En la primera se evaluó el arranque de un biorreactor para la aclimatación de los microorganismos a la degradación de un agua residual sintética conteniendo 200 mg/L de 4-clorofenol (4CF). En la segunda parte se realizó la operación de un reactor SBR para la degradación de un agua residual proveniente de un sanitario portátil.

4.2 Arranque del reactor

Se empleó un biorreactor SBR aerobio instrumentado y automatizado, con una capacidad de 10L, un volumen útil de 7L y un volumen de intercambio de 57% (Figura 4.1). El flujo de aire empleado fue de 1.5 lpm y la temperatura fue controlada a 20°C dentro del reactor a través de la recirculación de agua con un calentador. El reactor fue equipado con un sensor en línea de oxígeno disuelto y temperatura Hendress+Hauser Modelo COS4 equipado con un transmisor (Liquisys-M COM223-DX1105). Las bombas de alimentación y vaciado fueron Cole-Parmer modelo 7523-50 (0-100 rpm) y 523-40 (0-600 rpm) Masterflex,

respectivamente. El SBR fue operado con los siguientes tiempos en cada etapa: pre aeración: 15 min; llenado: 5 min; reacción: variable dependiendo del tiempo necesario para conseguir una eficiencia de remoción de 4CF o aguas de sanitarios públicos mayor a 95%, sedimentación: 12 a 30 min. El tiempo de degradación fue determinado por medio de la medición de la observación del perfil de la concentración de oxígeno disuelto presente en el reactor (Buitrón *et al.*, 2003).

El biorreactor fue inoculado con microorganismos provenientes de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales (2000 mg de sólidos suspendidos volátiles/L).

En la fase 1, se empleó un agua residual sintética que contenía 4CF (Aldrich, pureza $\geq 99.0\%$) como única fuente de carbono y energía. Un agua residual sintética es una mezcla artificial preparada en el laboratorio la cual se realiza con fin de evaluar la degradación de un compuesto en particular. Durante los experimentos de aclimatación se agregaron los siguientes nutrientes por cada litro de agua preparada: 25.5 mg KH_2PO_4 , 32.6 mg K_2HPO_4 , 75.4 mg $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, 7.5 mg NH_4Cl , 22.5 mg $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 36.4 mg $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0.25 mg $\text{Fe}_2\text{Cl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0.036 mg $\text{MnSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 0.057 mg H_3BO_3 , 0.02 mg $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 0.0347 mg $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$, 0.055 mL EDTA y 0.045 mg $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, de acuerdo con AFNOR (1985). Para el caso de la evaluación de los picos de concentración se agregaron los mismos nutrientes (excepto $\text{MnSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, H_3BO_3 , $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$, EDTA y $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) respetando la misma relación concentración de fenol/nutrientes.

En la fase 2, el sustrato fue agua residual de sanitarios públicos sin adición de ningún nutriente extra.

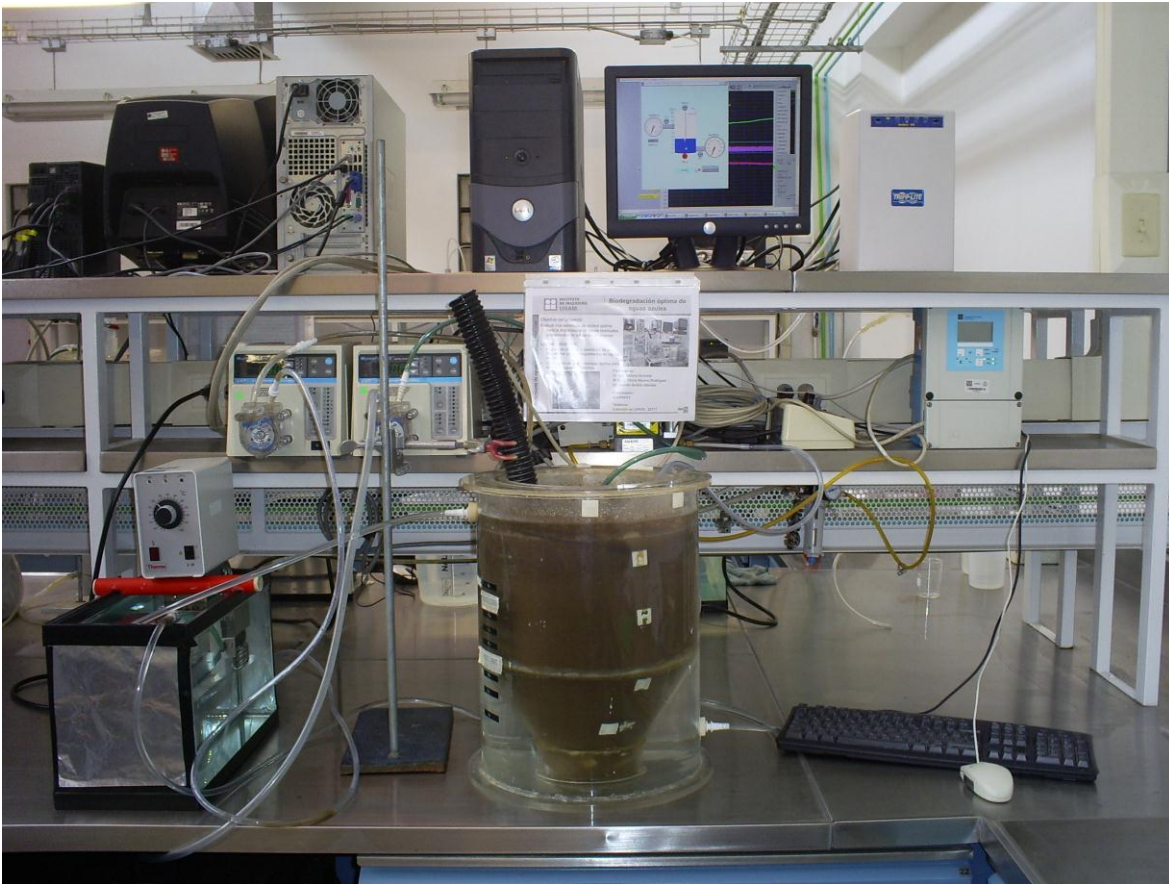


Figura 4.1. Reactor SBR aerobio automatizado para la degradación del 4-clorofenol y la degradación de aguas residuales provenientes de sanitarios portátiles

La aclimatación de los microorganismos en los dos casos de estudio se realizó por medio de la estrategia de tiempos de reacción variables (y eficiencias fijas) descrita por Moreno y Buitrón (2004). El inóculo fue obtenido de una planta de tratamiento de aguas municipales (2000 mgSSV/L).

4.3 Evaluación de una estrategia de control óptimo para la degradación de aguas azules

Durante la degradación del agua residual proveniente de sanitarios públicos se empleó una estrategia de operación de tiempo óptimo donde la bomba de

alimentación del reactor es controlada de manera tal que se alimente solo la cantidad de sustrato necesaria para obtener la máxima tasa de degradación. El desarrollo matemático de esta estrategia de control es descrita ampliamente por Betancur, et al. (2006) y su aplicación práctica para la degradación de aguas residuales inhibitorias ha sido demostrada por Moreno-Andrade et al. (2006).

El objetivo de la estrategia de control óptima es seguir el estado de los microorganismos con alguna variable simple y económica de aplicar en línea. Moreno y Buitrón (1998) presentaron una metodología para controlar el flujo alimentado al reactor de tal manera que se optimizan las fases de llenado y de reacción de un SBR. Con esto se obtiene la máxima velocidad de degradación y el tiempo de reacción es menor. Moreno-Andrade *et al.*, (2006) implementaron a nivel laboratorio esta nueva estrategia de control de tiempo óptimo dirigido por eventos llamada ED-TOC (Event-Driven Time Optimal Control) la cual emplea la medición del oxígeno disuelto (OD) para realizar el control del flujo de entrada de manera tal que se optimice la degradación de compuestos inhibitorios en un proceso discontinuo.

La estrategia de control óptimo estima el consumo másico de oxígeno, llamada TCMO o (γ), y que está relacionado con la tasa de reacción. Esta variable se puede estimar en tiempo real usando la concentración de oxígeno disuelto. A continuación se describe brevemente el método de estimación. Se sabe que para compuestos tóxicos el comportamiento de la tasa de crecimiento de la biomasa (μ), o la tasa de degradación (q), es una función de la concentración del compuesto tóxico (S) y se puede describir por la ley de Haldane (Figura 4.2). En este modelo, μ o q alcanzan un valor máximo, μ^* , cuando la concentración del sustrato es S^* . Una concentración mayor o menor de S^* generará una disminución en la tasa de crecimiento y, por lo tanto, también en la tasa de reacción. Por lo tanto, si se garantiza que S está siempre cercana a S^* , la tasa de degradación estará cerca de un valor máximo (Moreno et al., 2006)

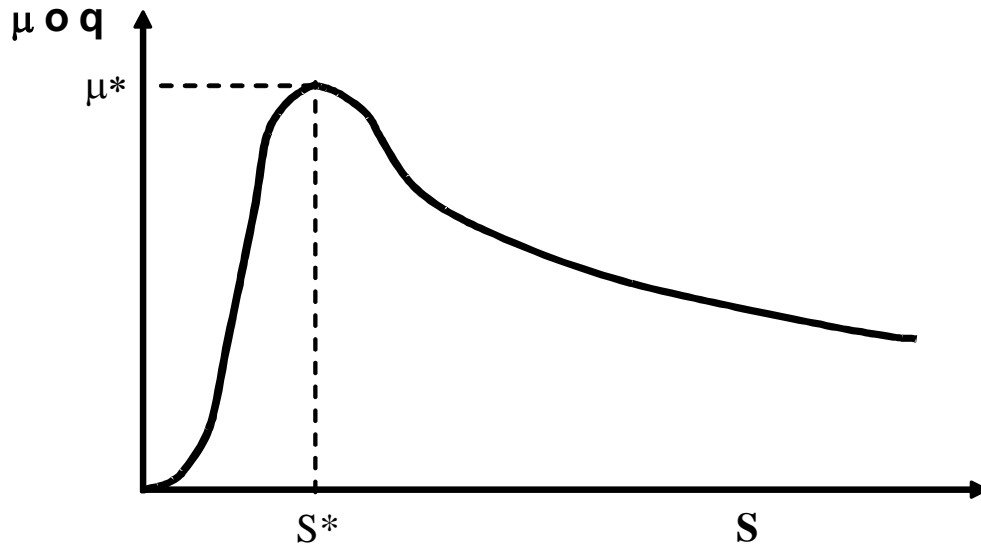


Figura 4.2. Gráfica representando el comportamiento de la Ley de Haldane propuesta por Andrews (1968)(Fuente de la gráfica: Moreno-Andrade et al., 2006)

Para ello es necesario encontrar y mantener μ en su valor máximo durante todo el período de reacción del reactor. En la práctica μ es muy difícil medir en línea al igual que la concentración del sustrato. Es interesante precisar que en la estrategia de control óptimo se desarrolló un método para estimar γ y relacionarla con μ de manera tal que ambos se encuentren en su valor máximo. En este caso TCMO (γ) es proporcional a μ por una constante, y cuyo valor no es necesario conocer para los propósitos del control. Para estimar TCMO (γ) solamente se necesita conocer la variación del oxígeno disuelto en el seno del reactor (por medio de un sensor industrial de bajo costo), el coeficiente de transferencia de masa, $k_L a$ y la concentración de oxígeno disuelto a la saturación, O_s . Incluso, estas variables no necesitan ser conocidas con precisión. Esta solución es, por lo tanto, un buen candidato para aplicaciones en ambientes industriales verdaderos.

Usando la estrategia óptima, el flujo de entrada es controlado de tal manera que la tasa de reacción permanece dentro de la zona gris de la figura 4.3. Esta zona está en el punto donde la tasa de consumo de sustrato es la máxima. La tasa de reacción es controlada manteniendo la concentración del sustrato oscilando en

este punto durante el llenado del SBR. Cada vez que la concentración del sustrato tiende a alejarse de este punto, un evento es reportado y la estrategia de control óptimo enciende o apaga la bomba del flujo de alimentación al reactor.

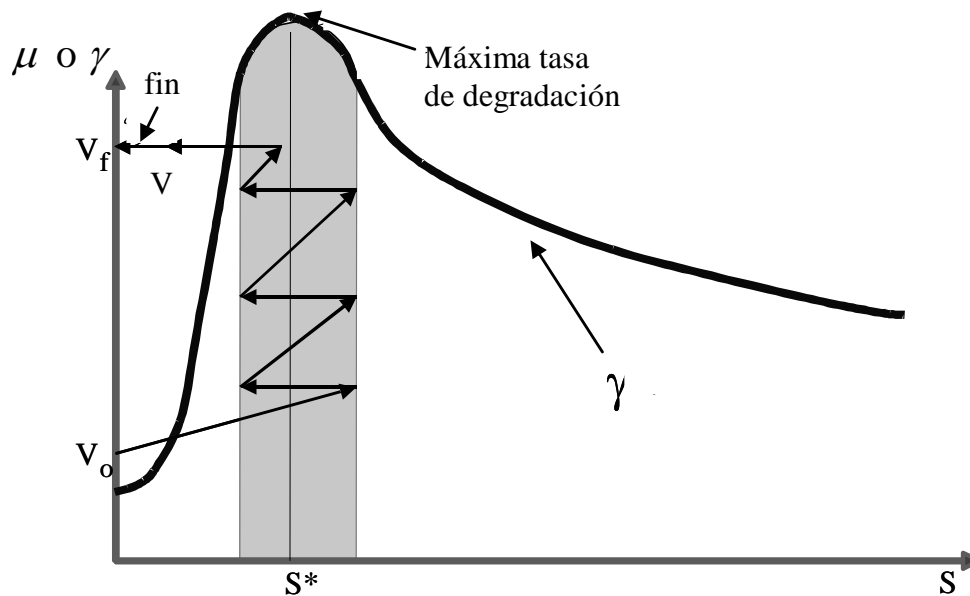


Figura 4.3. Principio de funcionamiento del control óptimo. V_o indica el volumen inicial en el tanque. El flujo es alimentado de manera tal que se mantiene la tasa de reacción cerca del valor óptimo (zona gris) Una vez que se alcance el volumen final, V_f , el reactor actúa como un proceso en lotes (batch) y la tasa de reacción disminuye (Fuente de la gráfica: Moreno-Andrade et al., 2006).

Debido a lo anterior, la estrategia funciona a pesar de la existencia de variaciones en la actividad de los microorganismos presentes en el SBR, así mismo no es necesario conocer el valor de la concentración de compuestos tóxicos en el agua residual alimentada.

En el caso de la degradación de las aguas azules, se realizó la aclimatación de los microorganismos por medio de la estrategia de tiempos fijos, donde el tiempo de reacción se extendió hasta obtener por lo menos el 80% de la degradación de la materia orgánica. Durante la aclimatación, el agua azul se diluyó 1:7 en agua de la

llave con el fin de evitar inhibición de acuerdo a lo reportado con Moreno-Andrade (2009).

Una vez aclimatada la biomasa, el reactor operó aplicando la estrategia de tiempo óptimo y el agua residual (agua azul) se alimentó en el reactor sin ninguna dilución.

4.4 Técnicas analíticas

Para la evaluación de la operación de los biorreactores, se emplearon las siguientes técnicas analíticas:

- Técnica de fenoles totales (4CF y fenol).

La concentración de sustrato fue medida por medio de muestreo y su posterior procesamiento fuera de línea por medio de la técnica colorimétrica usando 4-aminoantipirina (APHA, 1992). Los compuestos fenólicos reaccionan con la 4-aminoantipirina a un pH de 7.9 +/- 0.1 en presencia de un medio alcalino para formar un complejo de color que va del amarillo al naranja, la absorbancia es determinada en un espectrofotómetro a una longitud de onda de 500 nm. La concentración del compuesto fenólico (fenol o 4-clorofenol) es proporcional a la absorbancia, por lo cual es necesario hacer previamente una curva de calibración.

- Demanda química de oxígeno (DQO)

Las muestras fueron filtradas con filtros de microfibras de vidrio (*glass microfibre*) GFA (Whatman). Posteriormente fueron procesadas de acuerdo con las técnicas de HACH Company, USA, 2011, Micrométodo para determinación de DQO (420 COD Low Range y 430 COD Low Range).

- Sólidos suspendidos volátiles y sólidos suspendidos totales (SSV y SST)
Los sólidos suspendidos volátiles y totales (SSV y SST) se determinaron de acuerdo a APHA (1992) por métodos gravimétricos.
- Índice volumétrico de lodos (IVL)
El IVL es una prueba que evalúa la capacidad de sedimentación o compactación del lodo. Se define como el volumen que ocupa un gramo de lodos, después de sedimentar durante 30 min., sus unidades son en mL/g. El IVL se determinó de acuerdo a APHA (1992).
- Velocidad de sedimentación (VS)
La velocidad de sedimentación indica la rapidez con la que sedimenta un lodo expresado como m/h. La velocidad de sedimentación se determinó de acuerdo a APHA (1992).

5

Resultados y discusión

5.1 Tratamiento de agua sintética conteniendo 4-clorofenol

El reactor fue operado durante 40 ciclos durante 20 días degradando una concentración de 200 mg/L de 4CF.

5.1.1 Aclimatación de los microorganismos al 4-clorofenol

Se realizó cinética de degradación para distintos ciclos durante el proceso de aclimatación. Durante la aclimatación el 4 clorofenol fue degradado con eficiencias mayores al 99 % como 4 clorofenol y mayor de 95 % como DQO y COD. Durante estos experimentos, los sólidos suspendidos volátiles se fijaron en 2500 mg/L.

Durante el proceso de la aclimatación de los lodos activados, la relación entre la concentración residual del 4 clorofenol y el tiempo de degradación fue cambiando y una vez alcanzada la máxima actividad se volvió constante, lo cual ocurrió a partir del doceavo ciclo de operación.

En la figura 5.1 se observa que el tiempo de degradación se redujo de 50 horas a 2 horas, después de diez ciclos de degradación. También se observó que debido a la aclimatación, las características de sedimentación de la biomasa mejoraron, ya que el índice volumétrico de lodos disminuyó de 130 a 12 mL/gSSV (tabla 5.1) y la velocidad de sedimentación de 0.4 m/h (fuente del inoculo) a 2.8 m/h después de la aclimatación.

Tabla 5.1. Intervalos de variación del índice volumétrico de lodos del ciclo 0 al 40.

Ciclo	IVL mL/g
0	130
13	31
35	30
40	25

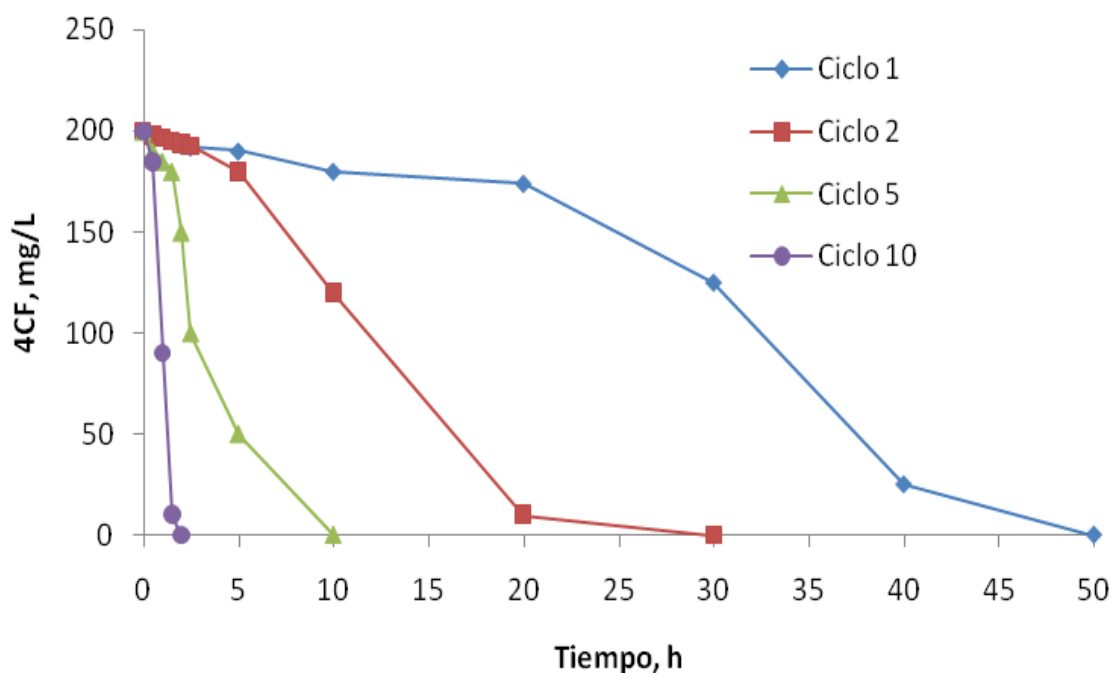


Figura 5.1. Cinética de degradación durante el proceso de aclimatación a 4 CF. Aclimatación a 200 mg/L de 4 CF.

Una vez obtenida la aclimatación, la cinética de degradación fue repetitiva para los ciclos subsiguientes. En la figura 5.2. se presenta la cinética de degradación de

200 mg/L de 4CF. En este caso, una vez que se alcanzó la aclimatación, el tiempo de degradación de 200 mg/L de 4CF fue de 1.6 h. Como resultado, la velocidad de degradación volumétrica del 4CF fue 125 mg/L/h y la tasa de degradación específica fue de 50 mg4CF/gSSV/h. Este valor coincide con los valores reportados para el 4CF por Moreno-Andrade et al. (2005).

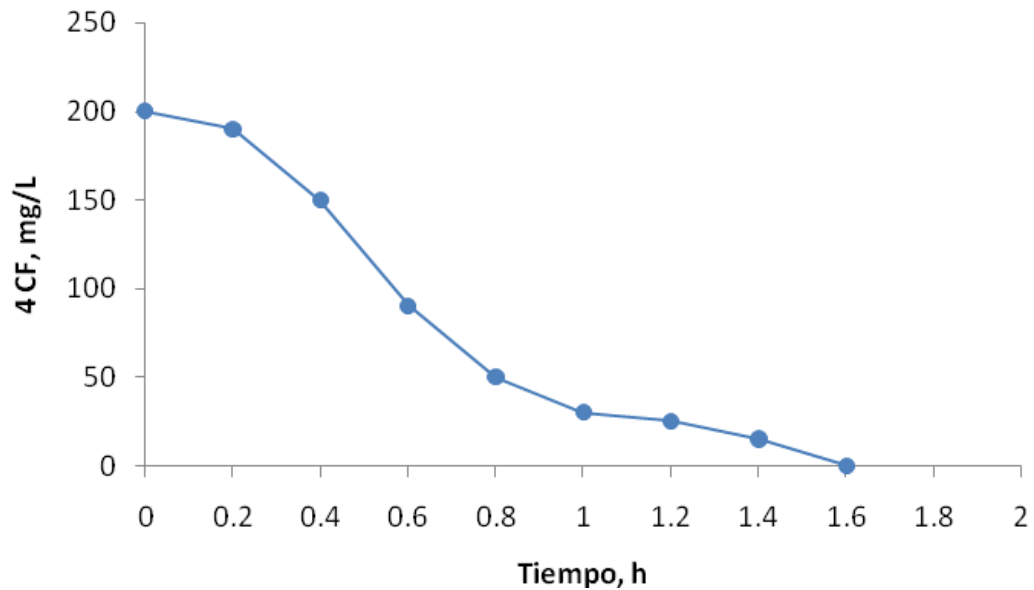


Figura 5.2. Cinética de degradación del 4 CF después de la aclimatación, durante el ciclo 20. Aclimatación a 200 mg/L de 4 CF.

Dado que la biomasa mostró una excelente capacidad de sedimentación, la concentración de sólidos suspendidos totales en el efluente fue de 24 mg/L, lo cual cumple con la Norma Oficial Mexicana para el reusó de aguas residuales tratadas.

5.2 Tratamiento de agua residual de sanitarios portátiles

Se realizó la degradación de la materia orgánica por medio de un reactor discontinuo secuencial, operado durante 78 ciclos (48 días) degradando agua residual de sanitarios móviles conocida como agua azul. La degradación de esta agua se llevó a cabo en dos fases. La primera contempló la aclimatación de los microorganismos y se llevó a cabo entre el ciclo 1 al ciclo 45 por medio de la estrategia convencional de operación del reactor SBR. Entre el ciclo 45 y 80 se probó la aplicación de una estrategia de tiempo óptimo para la degradación de estas aguas.

5.2.1 Caracterización del agua azul.

Se realizó la caracterización de la muestra de agua azul para conocer la carga de materia orgánica inicial, sólidos y pH (Tabla 5.2).

Tabla 5.2. Caracterización del agua residual (agua azul) empleada en el estudio

Parámetro	Valor
DQO	4726 ± 627
SST	1079 ± 111
pH	8.1 ± 0.9
Sólidos sedimentables	99 ± 28

5.2.2 Aclimatación de los microorganismos a la degradación del agua azul.

La aclimatación se llevó a cabo diluyendo el efluente inicial (1 L de agua azul en 4L de agua potable), esto se realizó debido a que estudios previos de Moreno-Andrade et al., (2009) demostraron que el agua azul tiene una gran capacidad de inhibir los microorganismos, por lo cual es necesario hacer una dilución para poder obtener su degradación.

El reactor operó con los siguientes tipos: llenado: 5 min, reacción: 11.5 h, sedimentación: 30 min, vaciado 10 min. El volumen de intercambio del reactor fue de 50%.

5.2.2.1 Datos operacionales del biorreactor durante la aclimatación

Se realizó la aclimatación de la biomasa a la degradación del agua azul, durante 45 ciclos; La figura 5.3 muestra las eficiencias de remoción de la DQO de aguas residuales de sanitarios portátiles. Durante la operación del reactor en la aclimatación, los valores de DQO en el influente fueron 963 ± 56 mg/L con eficiencias de degradación de la DQO mayores al 75% (valores de la DQO final de 172 ± 58 mg/L).

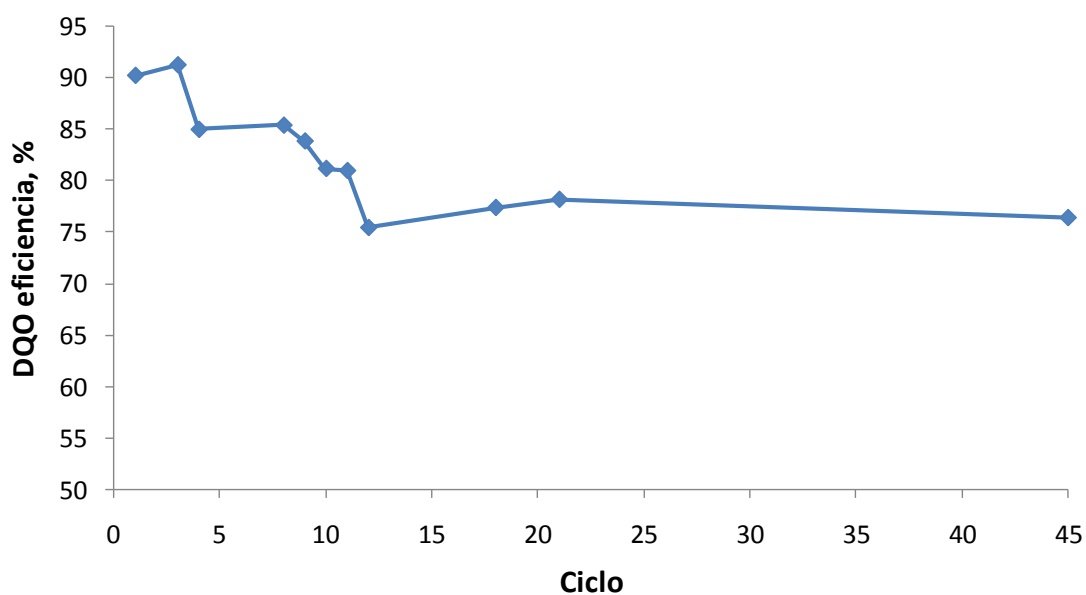


Figura 5.3. Eficiencias de remoción de la DQO de aguas residuales de sanitarios portátiles

En el caso de los sólidos suspendidos volátiles y sólidos volátiles totales en el licor mezclado durante la aclimatación, se puede observar en la figura 5.4 un aumento en la cantidad de SSV debido al crecimiento de la biomasa por el consumo de la

materia orgánica. Durante la aclimatación, se mantuvo la concentración de los ssv sin una gran variación (1850 ± 491 mg/l). Sin embargo debido a que durante esta aclimatación no se realizó purga de los lodos, entre el ciclo 20 y el ciclo 45, la biomasa aumento a una concentración de 3930 mg/L.

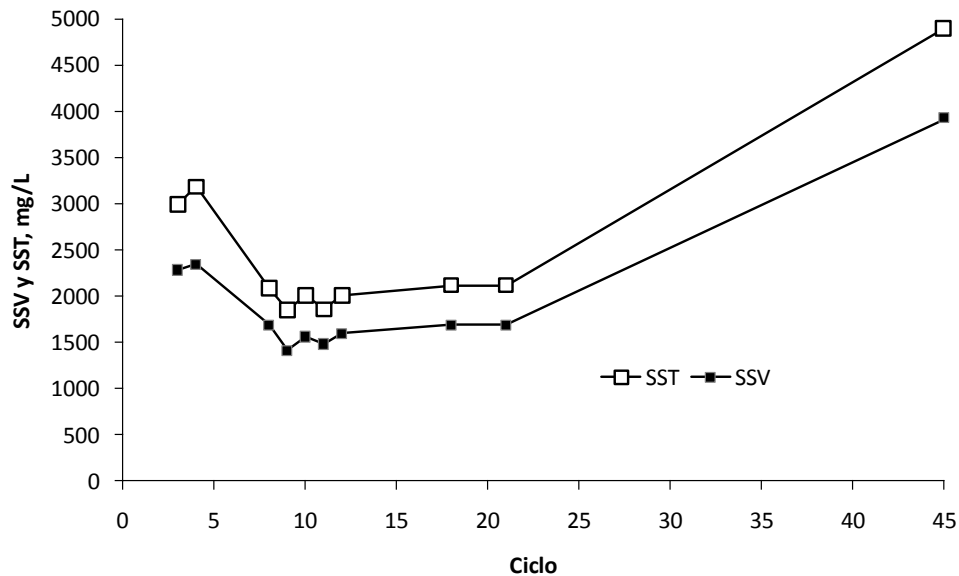


Figura 5.4. *Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) y Sólidos Suspendidos Totales (SST) dentro del reactor, de aguas residuales de sanitarios portátiles*

Cuando la aclimatación fue concluida el índice volumétrico de lodos (IVL) disminuye significativamente (figura 5.5), alcanzando valores menores a 100 mL/g después del ciclo 21, indicando que los microorganismos tienen buenas propiedades de sedimentación, lo cual hace factible obtener efluentes con valores aceptables de SSTe.

En la figura 5.5 se observa que en cuanto a la velocidad de sedimentación (VS), al inicio de operación fue de 0.18 m/h. Sin embargo, durante la aclimatación hubo un aumento de la velocidad de sedimentación volviéndose estable después de ciclo 21, alcanzando velocidades mayores a 2.5 m/h lo cual indica una buena sedimentabilidad de los flóculos.

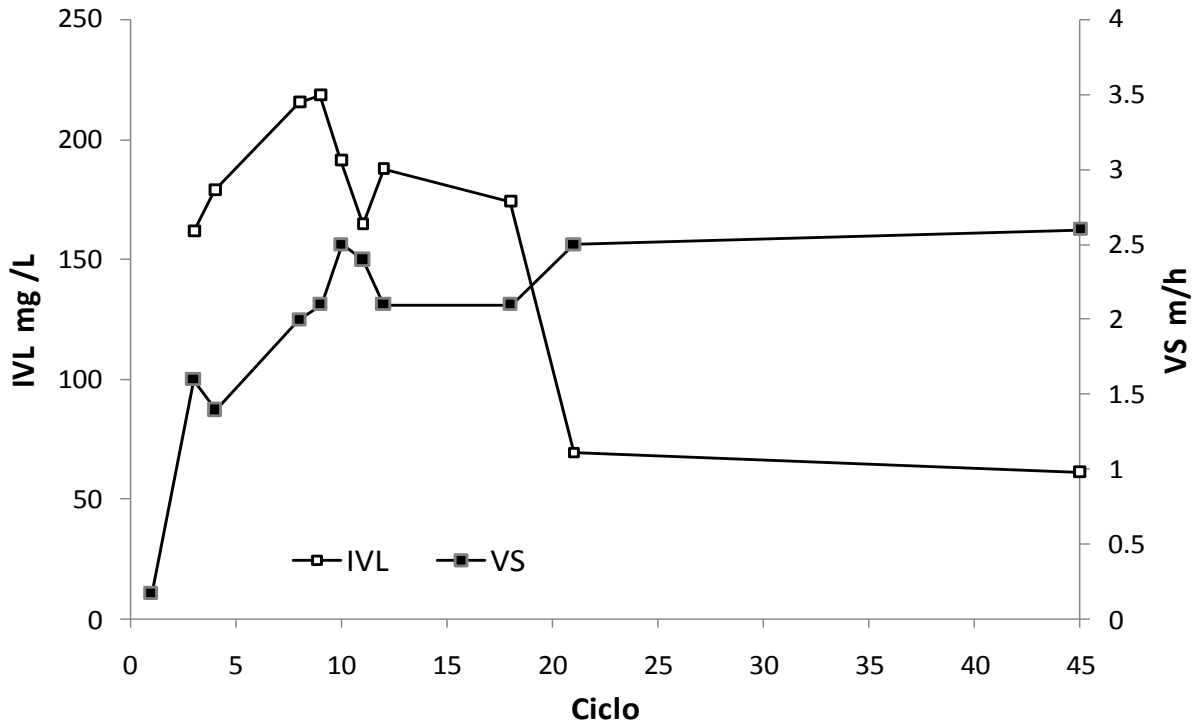


Figura 5.5. Evolución del IVL y VS de la biomasa del agua residual de sanitarios portátiles

En la figura 5.6 se observa que los sólidos suspendidos totales en el efluente (SSTe), durante la aclimatación encontraron 87 ± 17 mg/L de SST, al inicio de la operación del reactor los SSTe eran de 30 mg/L, alcanzando niveles de 87 mg/L en el ciclo 11 siendo un valor puntual. En ciclos posteriores, sin embargo se observa que después de ciclo 10 hay un incremento de los SST del efluente manteniéndose constante hasta el ciclo 38 en valores mayores a 60 mg/L, los cuales no cumplen con la norma NOM-ECOL-003, por lo que en este caso, el efluente necesitaría un postratamiento para reducir aún más los SST del efluente para poder reusar el efluente tratado.

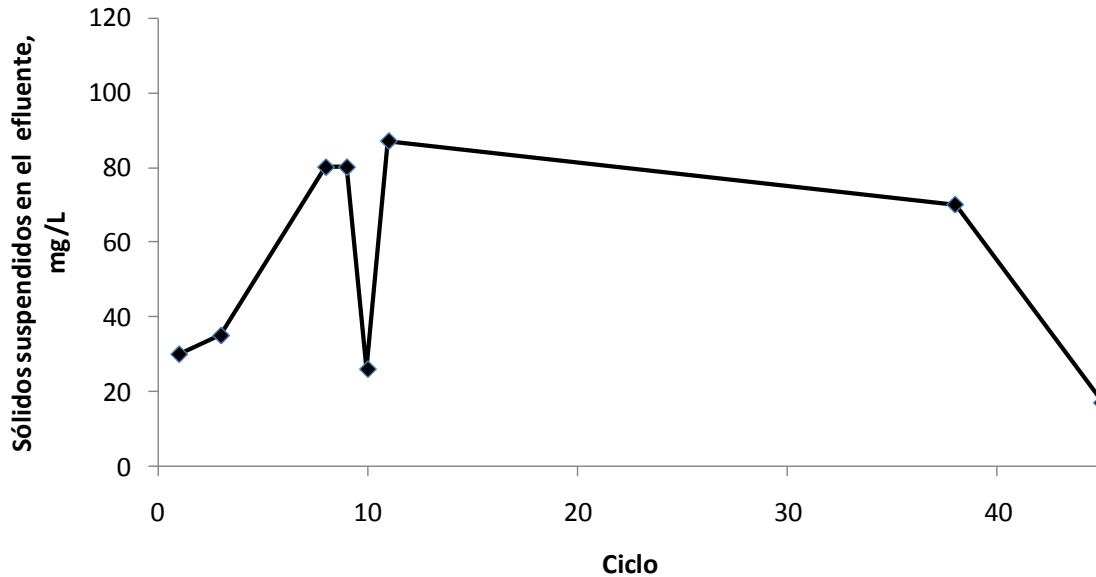


Figura 5.6. *Sólidos suspendidos totales en el efluente del agua residual de los sanitarios portátiles.*

5.2.3 Operación de la estrategia de tiempo óptimo

El SBR fue operado con la estrategia de control de tiempo óptimo a partir del ciclo 45, el reactor operó bajo esta estrategia durante 33 ciclos. Del ciclo 45 al ciclo 62 la alimentación de las aguas azules se realizó diluida de la misma manera que en la fase de aclimatación, es decir una dilución de 1 L de agua azul en 4L de agua potable. A partir del ciclo 63 el reactor fue alimentado con el agua residual sin diluir con lo cual la DQO inicial fue de 4736 ± 120 mg/L.

Los datos operacionales demostraron que la remoción de DQO fue $> 75\%$ durante la operación del reactor bajo la estrategia de tiempo óptimo (Figura 5.7).

En el caso de los SSV y SST en el licor mezclado (termino asignado a el conjunto de microorganismos y agua residuales en el tanque de reacción), se observa que durante la estrategia de control de tiempo óptimo la biomasa se mantuvo de 3216 ± 575 mg/L de SSV.

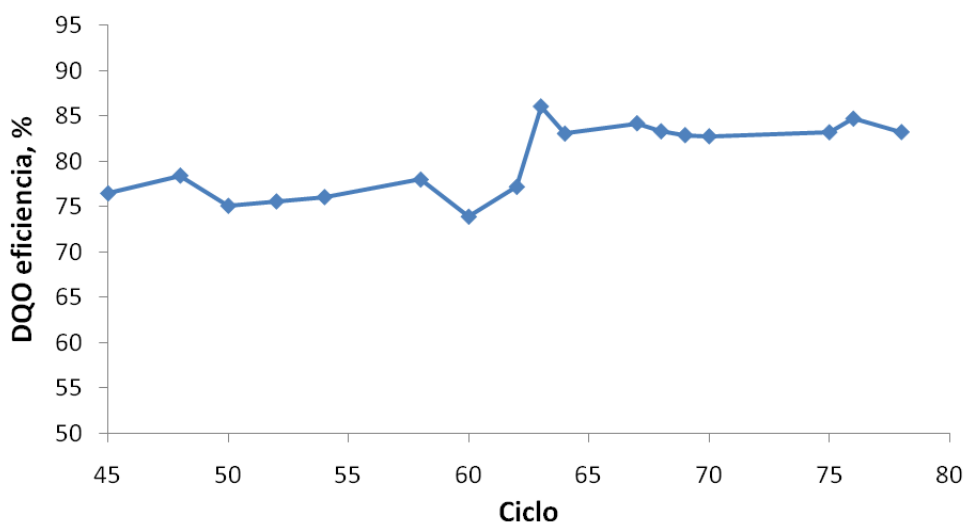


Figura 5.7. Eficiencias de remoción de la DQO de aguas residuales de sanitarios portátiles

En la figura 5.8 se muestran los sólidos suspendidos totales en el efluente. Entre los ciclos 45 al 63 los SSTe fueron menores a 60 mg/L en todos los casos. Estos valores demuestran que el proceso operado de esta forma reduce en más del 95% los sólidos totales del agua azul, sin embargo, se recomendaría un postratamiento para disminuir la concentración de sólidos al menos en un 50% con el fin de reusar el agua en servicios al público con contacto directo (20 mgSST/L) o para servicios al público con contacto indirecto u ocasional (30 mgSST/L) como lo especifica la Norma oficial mexicana (NOM-ECOL-003-1997), que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

Se observa un aumento en los SSTe después del ciclo 65 (valores de hasta 107 ± 14 mg/L de SSTe), debido a que el influente a partir de este ciclo no fue diluido con lo cual la carga inicial de SST es 5 veces mayor que en los ciclos anteriores (donde hay una dilución de 1L de agua azul en 4 de agua potable).

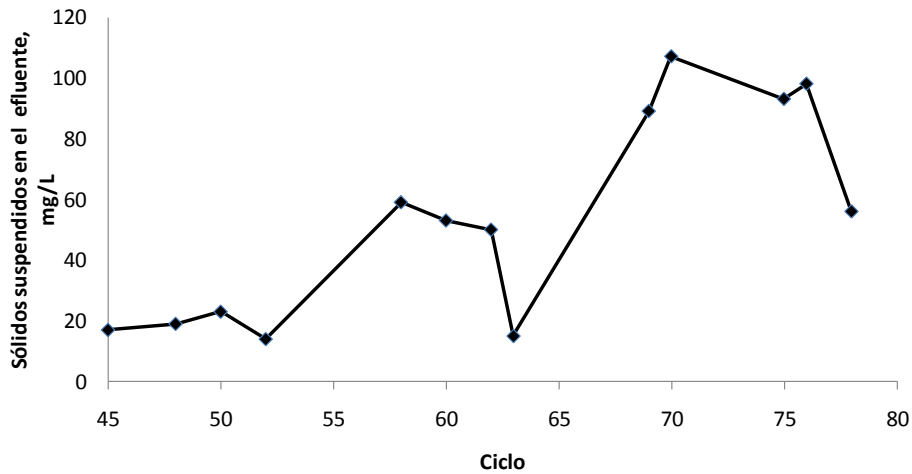


Figura 5.8. Sólidos Suspendidos Totales en el efluente, del agua residual de los sanitarios portátiles con la estrategia de control óptimo.

En la figura 5.9 se observa la evolución del IVL y VS de la biomasa del agua residual de sanitarios portátiles con la estrategia de control óptimo. Durante la operación de la estrategia de control de tiempo óptimo, la velocidad de sedimentación llega a valores de 3.4 m/h con IVL menores a 70 mL/g. Estos valores muestran una excelente capacidad de sedimentación de los lodos, lo cual hace posible que la capacidad de eliminación de sólidos en el efluente sea buena.

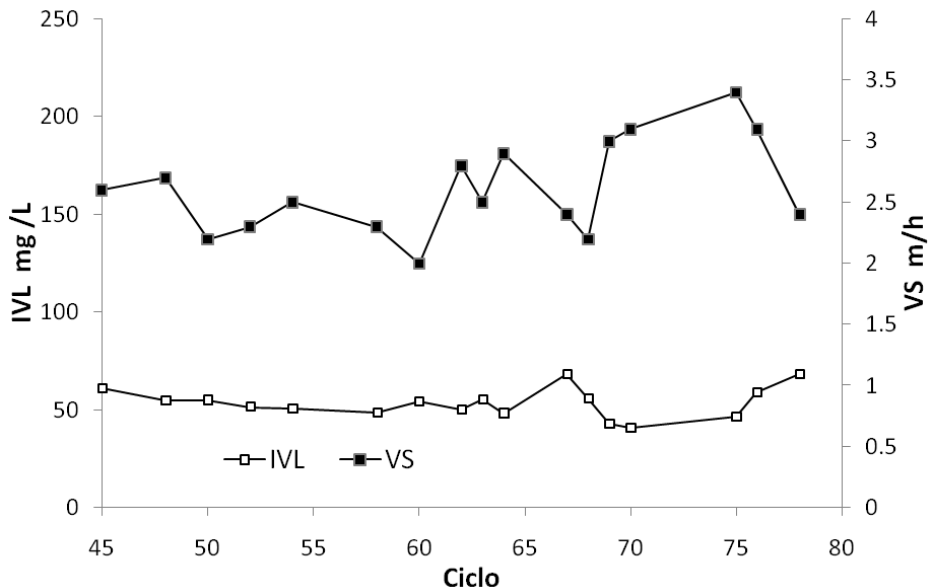


Figura 5.9. Evolución del IVL y VS de la biomasa del agua residual de sanitarios portátiles con la estrategia de control óptimo.

5.2.4 Cinética de degradación de agua residual diluida por medio de la estrategia de control óptimo

Las Figuras 5.10 y 5.11 presentan la tasa de consumo másico de oxígeno (TCMO) y la concentración de sustrato (medido como DQO), el comportamiento de temperatura y oxígeno disuelto, durante un ciclo de funcionamiento de la estrategia de tiempo óptimo durante la degradación del agua azul diluida (1-4L).

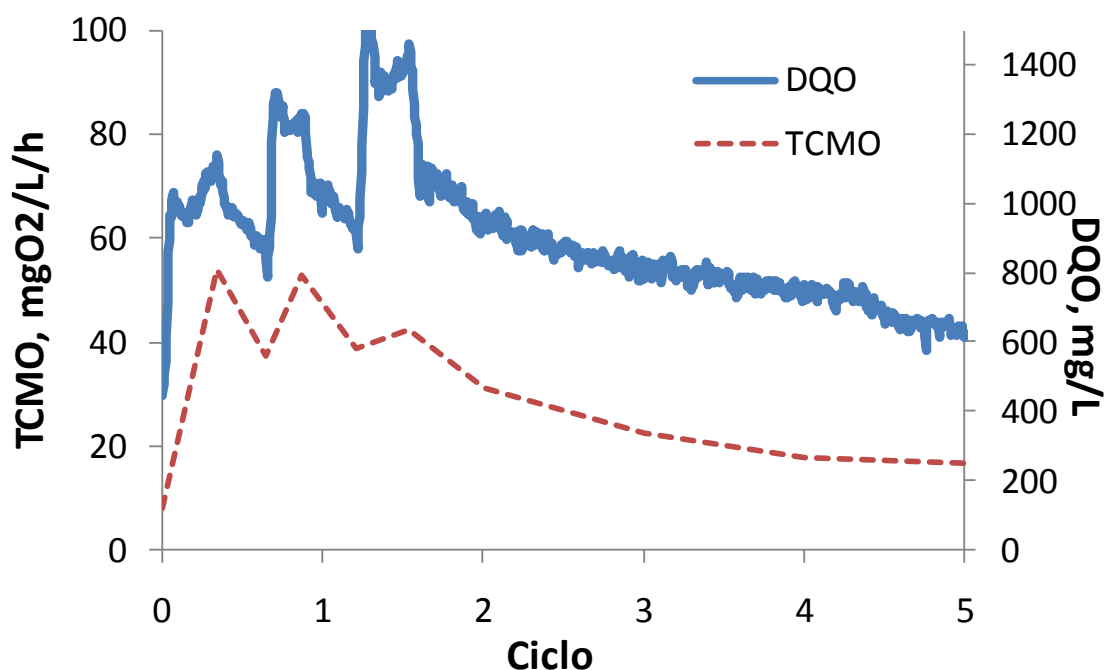


Figura 5.10. TCMO y cinética de degradación de DQO durante la operación de la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules diluidas.

Es posible distinguir el funcionamiento del control si se sigue el comportamiento del OD, de la DQO y de TCMO en la cinética de degradación (Figura 5.10 y 5.11). Una vez que el influente comienza a ser alimentado al reactor, la reacción comienza. El OD disminuye (primeras 0.2 h) debido a que el oxígeno es requerido por los microorganismos, con lo cual aumenta la actividad metabólica para degradar la materia orgánica. Simultáneamente, el control calcula TCMO y monitorea su valor. Cuando el control detecta que el punto máximo de TCMO ha

pasado (poco después de un mínimo en la concentración de OD), la bomba de alimentación se apaga. Los microorganismos degradan el sustrato y el valor de TCMO vuelve a pasar por su valor máximo y disminuye debido a que la concentración de sustrato es más baja que S^* (concentración de DQO del agua azul donde se obtiene la máxima tasa de degradación y de actividad de los microorganismos). El control detecta este cambio, con lo cual se enciende la bomba de alimentación nuevamente, y una nueva carga de sustrato se alimenta al reactor. Este procedimiento se repite hasta que se ha alcanzado el volumen máximo del reactor y entonces la degradación continúa como en una reacción en lote ordinario, terminando la reacción cuando el OD esté cerca de la saturación, en un valor constante (a partir de las 4 h).

La temperatura dentro del reactor se mantuvo constante gracias al control de temperatura del reactor ($19 \pm 1^\circ\text{C}$) (figura 5.11).

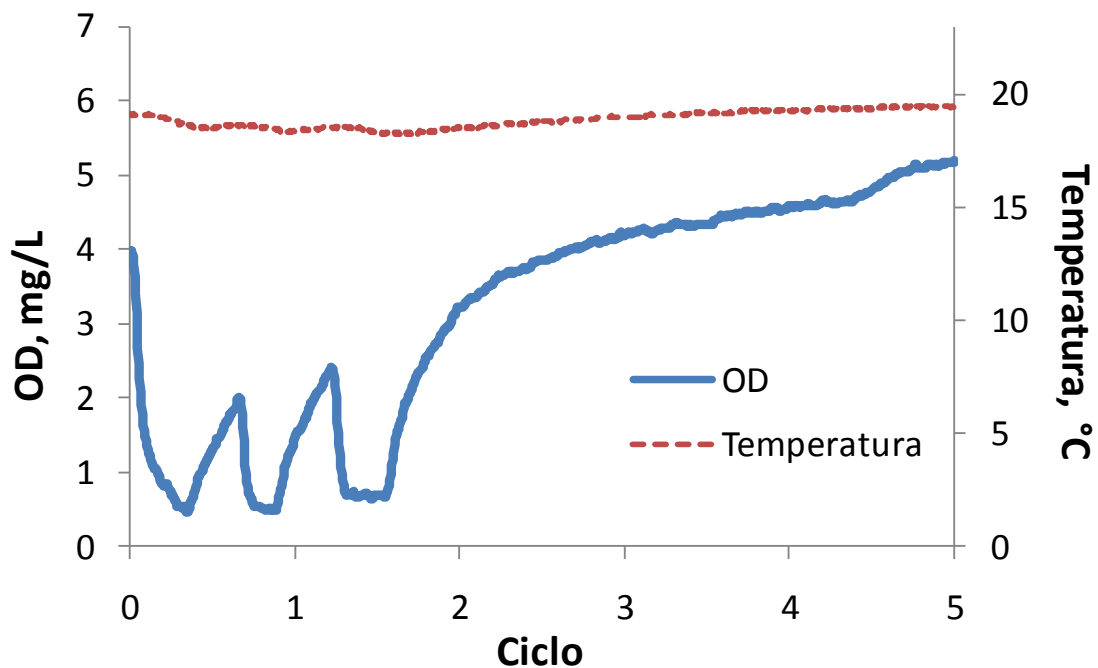


Figura 5.11. Temperatura y oxígeno disuelto durante la operación de la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules diluidas.

5.2.5 Cinética de degradación de agua residual sin diluir por medio de la estrategia de control óptimo

En el caso de la degradación del sustrato sin ninguna dilución, el ciclo de degradación se llevó a cabo en 10 h, con una eficiencia de remoción del 86%, quedando al final DQO que no puede ser removida por el proceso biológico (620 ± 59 mgDQO/L), la cual necesitaría un postratamiento o realizar su disposición.

Las figuras 5.12 y 5.13 muestran la tasa de consumo másico de oxígeno (TCMO) y la concentración de sustrato (medido como DQO), el comportamiento de temperatura y oxígeno disuelto, durante un ciclo de funcionamiento de la estrategia de tiempo óptimo durante la degradación del agua azul sin dilución.

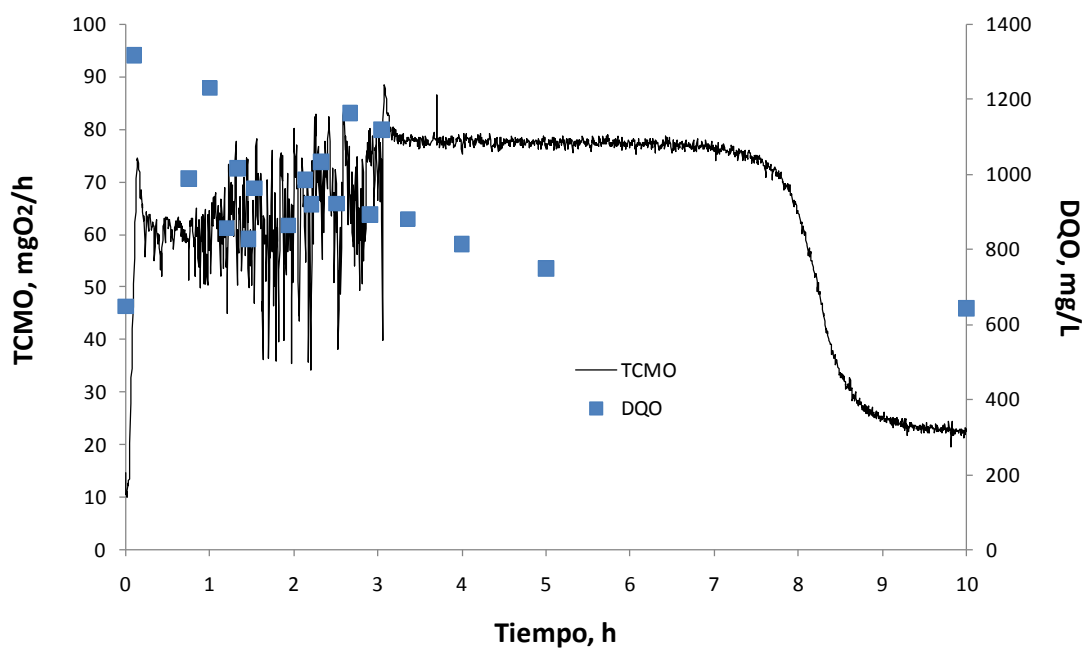


Figura 5.12. TCMO y cinética de degradación de DQO durante la operación de la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules sin diluir.

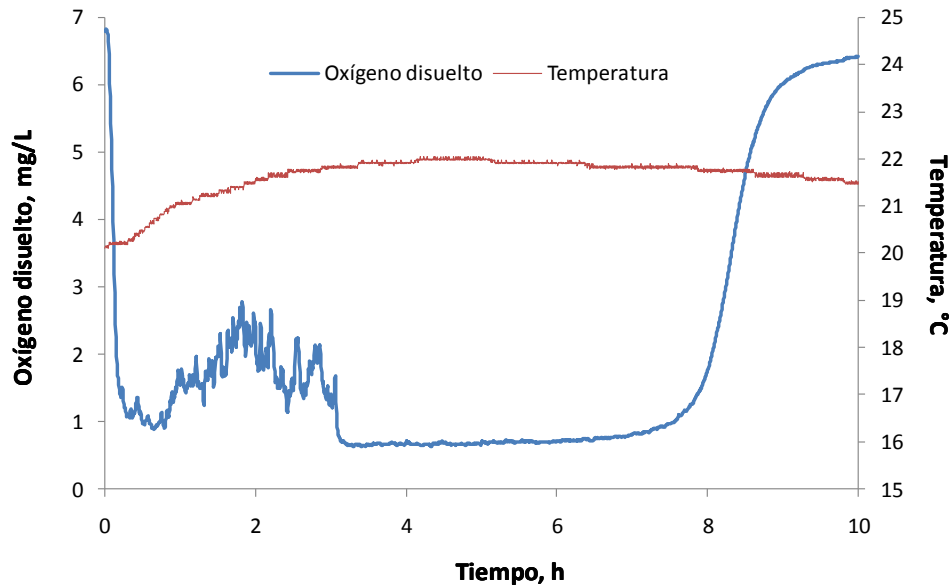


Figura 5.13. Temperatura y oxígeno disuelto durante la operación de la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules sin diluir.

El comportamiento de la estrategia de control de tiempo óptimo tuvo un funcionamiento similar al observado en la cinética realizada durante la degradación del agua diluida. En la figura 5.14 se muestra el detalle de la cinética de operación en las primeras 1.5 h. El control funcionó de la misma manera que al degradar aguas azules diluidas, es decir, alimentó de manera intermitente (controlada) de manera que la concentración de sustrato se mantuviera cercana a S^* y por lo tanto a la máxima tasa de degradación. La diferencia con el agua azul diluida, es que se requiere un tiempo mayor para realizar la degradación del agua azul, derivado por el incremento en la cantidad de veces que el control activa y detiene la bomba de alimentación para mantener el sustrato cerca de su valor óptimo (S^*) y así mantener la máxima tasa de degradación durante toda la fase de reacción, ya que la cantidad inicial de DQO en el influente es 4 veces mayor que en el agua azul diluida.

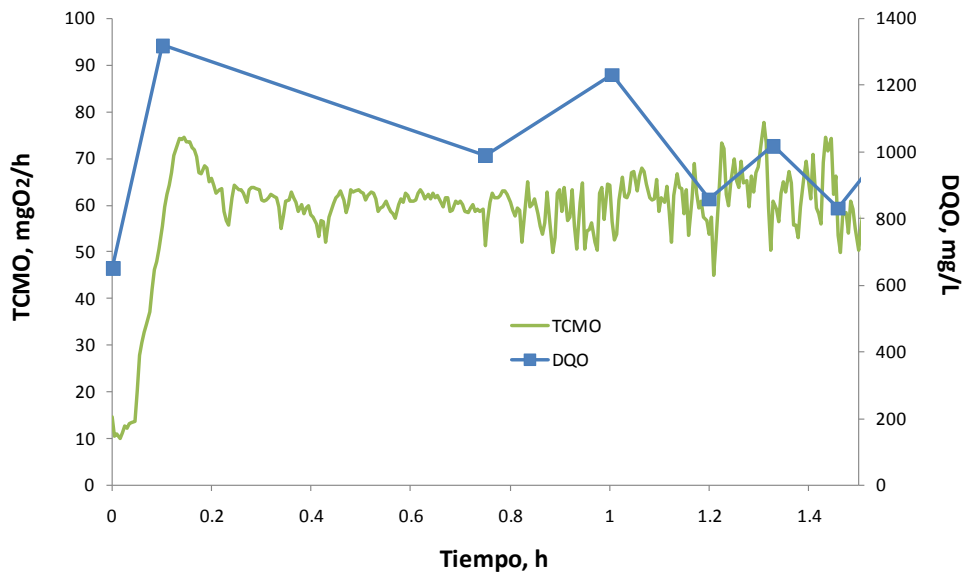


Figura 5.14. Detalle de la primer hora y media de operación del la estrategia de tiempo óptimo para degradar aguas azules diluidas (TCMO y DQO).

Al operar el reactor con la estrategia de tiempo óptimo se observó un excelente funcionamiento comparado con la estrategia usual de operación de los sistemas SBR ya que esta estrategia fue capaz de degradar el agua azul sin dilución, lo cual no ha sido reportado en la literatura. Los resultados confirman que la estrategia de tiempo óptimo puede ser aplicada en aguas residuales conteniendo compuestos tóxicos, como ha sido reportado para el caso del aguas residuales conteniendo 4CF (Moreno-Andrade, 2006), aguas municipales contaminadas con fenol (Buitrón et al., 2006) y su aplicación en prototipos industriales para degradar aguas con compuestos fenólicos (Buitrón et al., 2007). Los resultados de esta tesis confirman que es posible la implementación práctica de la estrategia de control de tiempo óptimo en aguas residuales de sanitarios portátiles.

6

Conclusiones

Los resultados obtenidos en esta investigación demuestran que es viable el uso de procesos aerobios en reactores discontinuos secuenciales para el tratamiento de efluentes industriales, como es el caso del 4-clorofenol y aguas residuales provenientes de sanitarios portátiles.

En el caso del 4-clorofenol la aclimatación se llevó a cabo satisfactoriamente, ya que después de la aclimatación, la biodegradación de 200 mg/L de 4CF se logró obtener en 1.6 h. Los parametros operacionales demostrarón que la biomasa tuvo buenas características de sedimentabilidad.

En el caso de las aguas azules, se demostró que un reactor aerobio discontinuo secuencial pudo degradar este tipo de aguas muy difíciles de degradar. Las eficiencias de remoción de las aguas azules diluidas fueron superiores al 75% como demanda química de oxígeno.

Se demostró la implementación práctica de una estrategia del control previamente desarrollada para optimizar la tasa de degradación del agua azul en el reactor

discontinuo. Al operar el reactor con la estrategia de tiempo óptimo se observó un mejor funcionamiento comparado con la estrategia usual de operación de los sistemas SBR ya que esta estrategia fue capaz de degradar el agua azul sin ninguna dilución, lo cual no ha sido reportado en la literatura. La velocidad de sedimentación (3.4 m/h) y el índice volumétrico de lodos (menores a 70 mL/g) demostraron una buena capacidad de sedimentación de la biomasa con respecto a los valores típicos de una planta de tratamiento convencional.

El control funcionó de la misma manera al degradar aguas azules diluidas y sin diluir, es decir, alimentó de manera intermitente (controlada) de manera que la concentración de sustrato se mantuviera cercana a S^* y por lo tanto a la máxima tasa de degradación. La diferencia entre las distintas concentraciones iniciales de DQO, derivó en un incremento en la cantidad de veces que el control activa y detiene la bomba de alimentación para mantener el sustrato cerca de su valor óptimo (S^*) y así mantener la máxima tasa de degradación durante toda la fase de reacción. En el caso del agua residual sin diluir, los resultados de los sólidos suspendidos totales del efluente no cumplen la norma después del reactor biológico, por lo que se recomienda un postratamiento para obtener un efluente de alta calidad para que pueda ser reusado.

El principal aporte de esta tesis fue estudiar una alternativa para tratar eficientemente las aguas residuales conteniendo compuestos inhibitorios. Se demostró que durante la aclimatación la actividad de los microorganismos se puede incrementar hasta una máxima actividad degradadora, siempre y cuando no se sobrepasen los valores inhibitorios al comienzo de la misma.

7

Referencias

- Aelion M.C., Dobbins C.D., Pfaender K.F. (1989). Adaptation of aquifer microbial communities to the biodegradation of xenobiotic compounds: influence substrate concentration and preexposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Vol. 8, pp. 75 - 86.
- Andrews, J. F., (1968). A mathematical model for the continuous culture of microorganisms utilizing inhibitory substance. *Biotech. Bioeng.*, 10 (6), 707-723
- Arnáiz C., Isac L., Lebrato J. (2000). Tratamiento Biológico de Aguas Residuales. *Revista Tecnológica del Agua*, ISSN 0211-8173 (198), pp. 20-27.
- Brooks D.B., (2004). El Agua en México, Manejo a nivel Local. Centro Internacional de investigaciones para el Desarrollo- Alfa, Ottawa, Canadá, Primera Edición, pp. 43-48.

- Buitrón G., Schoeb M.-E., Moreno J. (2003). Automated Sequencing Batch Bioreactor Under Extreme Peaks of 4-Chlorophenol. *Water Science and Technology*. 47 (10), pp 175–181.
- Buitrón G., Moreno-Andrade I., Pérez J., Betancur M.J., Moreno J. A. (2006). Optimal biodegradation of a mixture of phenol and municipal wastewater using a controlled sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*. 54 (11/12), 273-280.
- Buitrón G., Moreno-Andrade I., Linares-García J.A., Pérez J., Betancur M.J., Moreno J.A. (2007). Evaluation of an optimal fill strategy to biodegrade inhibitory wastewater in an industrial-prototype discontinuous reactor. *Water Science and Technology*. 55 (7), 47-54.
- CONAGUA. (2010). Atlas Digital Del Agua. Consulta: 20/Septiembre/2010
- Englande A.J., LeCloarech P., Thomas O. (2004) Trends in sustainable production: Conference findings. *Water Science and Technology*. 49 (1), pp VI-VII.
- Escalas Cañellas A., (2006). Tecnologías y usos de las aguas residuales en México. *Tecnologías sostenibles para el tratamiento de aguas y su impacto en los sistemas acuáticos*. Universidad de Concepción, Chile. pp. 1-15
- Flores Mendoza M. (2007). Biodegradación de aminas aromáticas por medio de un reactor discontinuo aerobio. Tesis para obtener el título de Licenciado en Biología. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Gallardo G. (2007). Tratamiento de Aguas Residuales. Aguas y Residuos Líquidos. *ECOAMERICA*, pp. 18-21.
- García M. G., Martínez C. P. (2009). Escenario del Agua en México. *Recursos Hídricos*. 6 (30). Pp 31-40.
- Irvine R.L., Ketchum L.J.JR. (1988). Sequencing batch reactors for biological wastewater treatment. *CRC Critical Reviews Environmental Control*. 18 (4), pp 255 - 294.
- Kelly A., Reynolds, M.S.P.H. (2002). Tratamiento de aguas Residuales en Latinoamérica. Identificación del problema. *Agua Latinoamérica*. 2 (5), pp. 1-4.

- Lewandowski G.A. (1990). Batch biodegradation of industrial organic compounds using different liquor from different POTWs. *Research Journal WPCF*. 62 (6), pp. 803-809.
- Marin, L. E. (2004). Water in Mexico: Challenges and Opportunities. *Journal of the Royal Spanish Academy of Exact Physical and Natural Sciences*, 98(2), pp 287–294.
- Metcalf & Eddy. (2003). Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse. 3 ed., Tchobanoglous G., Burton F. L., Stensel H. D. *McGraw Hill*, New York, pp 1819.
- Moreno J.A., Betancur M.J., Buitrón G., Moreno-Andrade I. (2006) Event-Driven Time-Optimal Control for a class of discontinuous bioreactors, *Biotechnology and Bioengineering*. 94 (4), 803-814.
- Moreno Andrade. I. (2006). Biodegradación óptima de compuestos fenólicos en un reactor discontinuo secuencial. Tesis para obtener el grado de Doctor en Ciencias. Instituto de Ecología, UNAM. México, D.F.
- Moreno- Andrade I., Buitrón G., Moreno G. (2009). Biodegradation of toilet wastewater generated in aircrafts. *Water & Industry 2009 International Conference*. IWA Chemical Industries Specialist Group November 30th-December 2nd, 2009. Palmerston North, New Zealand.
- Moreno-Andrade I., Buitrón G. (2004). Variation of the microbial activity during the acclimation phase of a SBR system degrading 4-chlorophenol. *Water Science and Technology*. 50 (10), 251-258.
- Moreno-Andrade I., Buitrón G., Moreno G. (2009). Biodegradation of toilet wastewaters generated in aircrafts. *Water & Industry 2009 International Conference*. IWA Chemical Industries Specialist Group. 30/11-2/12/2009. Palmerston North, New Zealand.
- Moreno-Andrade I., Buitrón G. (2008). Biodegradación Óptima de compuestos Fenólicos en un Reactor Discontinuo Secuencial. *Biotecnología*. 12 (2). pp. 49-59.
- Nodal B. (2000). Procesos Biológicos Aplicados al Tratamiento de Agua Residual. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, XXV (4), pp. 52-56.

- NOM-ECOL-003-1997 (Norma Oficial Mexicana 1997), que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
- Orthon D., babuna F.G., Karahan O. (2009). Industrial wastewater treatment by activated sludge. IWA Publishing, 1 ed. Nueva York.
- Pérez B. M., Santamaría S. J., Piña M. C. (2006). Los Conflictos por Agua en México. Diagnóstico y análisis. *Gestión y Política Pública*. XV (1) 111-143.
- Pritchard P.H., O'Neill E.J., Spain C.M., Ahern D.J. (1987). Physical and biological parameters that determine the fate of p-chlorophenol in laboratory test systems. Environmental Research Laboratory, *U.S. Environmental Protection Agency*, Atlanta, Georgia.
- Roques H. (1980). Fondements théoriques du traitement biologique des eaux. Vol 1,12 ed. Technique et documentation, Paris, Francia, pp. 871
- SEMARNAT (2002). Informe de la situación general del medio ambiente en México, 2002.
- US Patent 5980756 (1999). Treatment method and system for aircraft toilet waste water. *US Patent*. November 9, 1999.
- Wilderer P.A., Irvine R.L., Goronszy M.C. (2001). Sequencing batch reactor technology. *IWA Publishing*. Scientific and technical report No 1076.
- Wilderer P.A., McSwain B.S. (2004). The SBR and its biofilm application potentials. *Water Sci Technol*. 50 (10), pp 1-10.