



Universidad Veracruzana

**UNIVERSIDAD VERACRUZANA**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**“DEGRADACIÓN DE FENOL A TRAVÉS DE UN  
REACTOR POR BIODISCOS”**

**T E S I S**

QUE PARA ACREDITAR LA  
EXPERIENCIA RECEPTORIAL DEL PROGRAMA  
EDUCATIVO INGENIERÍA QUÍMICA

**PRESENTA:**

**RICARDO MARTÍNEZ BAUTISTA**

**POZA RICA, VERACRUZ.**

---

---

**ÍNDICE****Justificación****Objetivo general****Objetivo particular****Hipótesis****Resumen** 4**Introducción** 5**CAPITULO I** Fundamentos teóricos

1.1	Biodegradación	8
1.1.1	El papel de los microorganismos en la degradación	11
1.1.2	Proceso aeróbico	12
1.1.3	Proceso anaeróbico	12
1.2	Procesos utilizados para la biodegradación (Tratamientos Biológicos)	13
1.2.1	Filtros percoladores	14
1.2.2	Estanques de lodos activos	15
1.2.3	Tratamientos anaerobios	15
1.2.4	Humedales artificiales	16
1.3	Sistemas biológicos rotatorios de contacto (Biodiscos)	17
1.4	Procedimiento de diseño de los RBC	22
1.5	Fenol	28

---

---

	Índice
1.5.1 Síntesis	29
1.5.2 Principales usos	30
1.5.3 Propiedades físicas y químicas	31
1.5.4 Efectos en la salud	31
1.6 Ruta de degradación del fenol	33
<b>CAPITULO II</b> Metodología	
2.1 Construcción del reactor	34
2.2 Obtención del inóculo para la degradación	36
<b>CAPITULO III</b> Resultados	
3.1 Arranque de prueba del reactor	38
3.2 Muestreos	38
<b>CONCLUSIONES</b>	44
<b>NOMENCLATURA</b>	45
<b>BIBLIOGRAFIA</b>	46
<b>ANEXOS</b>	49

**ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS**

<b>Figura 1.1</b>	Diagrama de las distintas tecnologías existentes para el tratamiento de agua, en función de la carga orgánica existente y del volumen a tratar.	<b>17</b>
<b>Figura 1.2</b>	Esquema de una unidad RBCs (contactores biológicos rotativos) típica, para un diseño industrial.	<b>19</b>
<b>Figura 1.3</b>	Detalle de la zona húmeda de un biodisco.	<b>20</b>
<b>Figura 1.4</b>	Algunos miembros de la familia del fenol.	<b>28</b>
<b>Figura 1.5</b>	Proceso Dow para la síntesis del fenol a partir de clorobenceno.	<b>29</b>
<b>Figura 1.6</b>	Ruta de degradación de fenol, en la que se muestra la acción de monooxigenasas (fenol hidroxilasa), dioxigenasas que hidroxilan anillos (benzoato dioxigenasa) y dioxigenasas que rompen anillos (catecol 2,3-dioxigenasa). TCA, ciclo de los ácidos tricarboxílicos.	<b>33</b>
<b>Figura 2.1</b>	Diagrama de equipo del reactor RBC.	<b>34</b>
<b>Figura 2.2</b>	Bioreactor de tipo aerobio utilizado para la degradación.	<b>36</b>
<b>Figura 3.1</b>	Comparativo de degradación del fenol.	<b>42</b>
<b>Figura III-i</b>	a) Espectrofotómetro Cary 50 Uv-Vis. b) Estructura interna del espectrofotómetro Cary 50 Uv-Vis.	<b>55</b>
<b>Figura IV-i</b>	Curva de calibración del fenol.	<b>57</b>
<b>Tabla 1.1</b>	Principales propiedades físico-químicas del fenol.	<b>30</b>
<b>Tabla 1.2</b>	Toxicidad en el ser humano, mamíferos y organismos acuáticos.	<b>32</b>
<b>Tabla 2.1</b>	Parámetros de operación del reactor	<b>35</b>
<b>Tabla 3.1</b>	Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico.	<b>38</b>
<b>Tabla 3.2</b>	Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico ( $m_1$ ).	<b>39</b>
<b>Tabla 3.3</b>	Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico ( $m_2$ ).	<b>40</b>
<b>Tabla 3.4</b>	Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico ( $m_3$ ).	<b>41</b>
<b>Tabla 3.5</b>	Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico ( $m_4$ ).	<b>42</b>
<b>Tabla I-i)</b>	Niveles máximos permisibles en las aguas de desecho industrial.	<b>51</b>
<b>Tabla IV-i)</b>	Datos de curva de calibración del fenol.	<b>57</b>

## JUSTIFICACIÓN

El fenol y sus derivados son constituyentes comunes de los efluentes acuosos de operaciones del tipo de la industria petroquímica, así como también de plantas de producción de acero inoxidable, plantas de cerámica, plantas petroquímicas, en la producción de resinas poliméricas, industria del procesamiento de la madera, farmacéutica, entre otros. Estos compuestos son tóxicos, carcinógenos, mutagénicos y teratogénicos, causan irritación en la piel, contribuyen a desaborizar el agua de procesamiento de bebidas y alimentos y afectan la vida acuática cuando el contenido de fenol en los efluentes es mayor o igual a 1 ppm.

La norma NOM-CRP-001-ECOL1993 establece que el máximo de descarga permisible del fenol es 14.4 ppm. (Ver ANEXO I).

La degradación microbiana de aguas residuales fenólicas ha sido reportada por varios autores. Aunque tanto los microorganismos aeróbicos como los anaeróbicos son capaces de degradar el fenol y sus derivados, los procesos aeróbicos suelen ser los preferidos. Un número de sistemas biológicos exitosos a gran escala, especialmente diseñados para la remoción de hidrocarburos petroleros, han capturado la atención de las industrias interesadas, autoridades regulatorias y también de ingenieros. El interés se ha centrado en la aplicación de sistemas biológicos de crecimiento suspendido, tales como procesos de lodos activados, pero hay un gran potencial para la aplicación de los sistemas biológicos de crecimiento adherido.

El reactor biológico rotativo de contacto RBC (rotating biological contactor), inventado a principios de siglo, surge como una alternativa para el tratamiento de estos efluentes.

Hoy en día los RBCs están en operación en varias partes del mundo y como resultado de investigaciones que han permitido solventar las fallas mecánicas, se están construyendo una nueva generación de RBCs que garantizan una vida

---

---

operacional de 20 años. Estos reactores ofrecen un número significativo de ventajas, sobre otros sistemas de tratamiento, destacando: efluentes de buena calidad incluyendo, costos bajos y facilidad de operación y mantenimiento. Esto constituye una alternativa de ingeniería atractiva por los bajos costos del tratamiento de aguas residuales debido al corto tiempo de retención del proceso, excelentes capacidades frente a choques y cargas tóxicas, control del proceso simple y bajos requerimientos de energía.

La transformación y manipulación de la materia, es de gran aplicación en todo tipo de industria de proceso, ya que de esta forma se obtienen productos demandantes por una civilización poco consiente de las consecuencias que dicha evolución trae consigo, de esta forma es como se generan miles de toneladas de desechos tóxicos peligrosos para la vida humana.

En el presente trabajo se desarrolla una investigación sobre algunos de los componentes de desecho más peligrosos en pequeñas concentraciones que son arrojados diariamente al ambiente natural sin el tratamiento adecuado, así como también se presenta una solución a este problema, empleando un sistema biológico para su biotransformación.

Capítulo uno, se presentan los sistemas que son aplicados a los tratamientos de agua de desecho, los conceptos más importantes en cuanto a la degradación, así como también se da mención sobre las características de fenol como agente contaminante. En este capítulo se muestra el procedimiento del diseño de reactores de contacto biológico RBC.

Capítulo dos, aplica las normas que son utilizadas para la determinación de fenoles, descargas permisibles en aguas de desecho, la metodología a seguir durante el proceso de degradación y análisis de las muestras.

Capítulo tres, se dan los resultados obtenidos durante el proceso, así como detalles de funcionamiento del equipo y evaluación del mismo.

---

---

Es importante mencionar, que la persona que tenga la oportunidad de observar el funcionamiento del equipo, podrá identificar los resultados factibles que se obtendrán al final del proceso. Es pertinente decir que se realizó un gran esfuerzo para la construcción de este equipo, por parte de las personas involucradas directamente en este trabajo.

### **Objetivo general**

La presente investigación, tiene como objetivo, observar el comportamiento del fenol como agente contaminante, así como tener un control para sí, por medio de la degradación del mismo a través de un reactor rotativo de contacto, creando dentro del sistema una película de microorganismos adheridos a cada uno de los discos que conformen dicho reactor. Se pretende con esta investigación, que se tome conciencia de la problemática que ocasiona el fenol al no ser tratado antes de desecharlo y de igual forma tener en cuenta el método de la degradación con biodiscos.

### **Objetivo particular**

Demostrar que los sistemas de tratamiento biológico son muy factibles dentro de la industria de tratamiento de aguas de desecho industrial , así como también inculcar a la sociedad de que se concientice sobre la problemática existente en cuanto al tema, y de esta forma estos métodos sean aplicados.

### **Hipótesis**

Será posible degradar el fenol, en una cantidad por debajo de las 14.4 ppm.

---

---

## RESUMEN

Se llevo a cabo la degradación de una muestra de fenol a través de un reactor aeróbico biológico rotativo de contacto RBC (biodisco), evaluando a su vez el comportamiento del reactor y el medio bacteriológico en el que se llevaron a cabo las pruebas para la degradación. En cuanto a las condiciones en que se desarrollo el proceso, el sistema se opero a temperatura ambiente en un área en la que se trato de que fuera lo mas aislada posible; en este caso se realizo en el laboratorio de microbiología de la facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Veracruzana región Poza Rica Tuxpan.

Para poder adherir la capa bacteriana a los discos metálicos fue necesario primero cubrirlos con una capa de cemento y arena finamente tamizada y esterilizada, para obtener un área completamente porosa y espera. Posterior a esto fue necesario hacer circular una solución de glucosa como única fuente de carbono y los nutrientes necesarios para el crecimiento microbiano a fin de crear las condiciones para la formación de la biopelícula en los discos. En el momento en que el proceso de degradación comenzó, se tomaron muestras a partir de los primeros treinta minutos en los que se encontraba la solución dentro del reactor, para determinar en que nivel de absorbancia se encontraba y así determinar la concentración, el procedimiento de las pruebas se llevo a cabo durante 5 horas consecutivas y los intervalos para muestreo fueron los mismos que al comenzar el proceso.

El sistema resultó óptimo para disminuir los valores de los parámetros evaluados a los límites de descarga permisibles a un cuerpo de agua superficial establecidos por la normativa Mexicana que hace referencia NOM-CRP-001-ECOL1993 y establece que el máximo permisible del fenol es 14.4 ppm

La concentración de fenol a la salida del reactor fue de 13.9698 ppm en un tiempo de contacto de 8 h.

## INTRODUCCIÓN

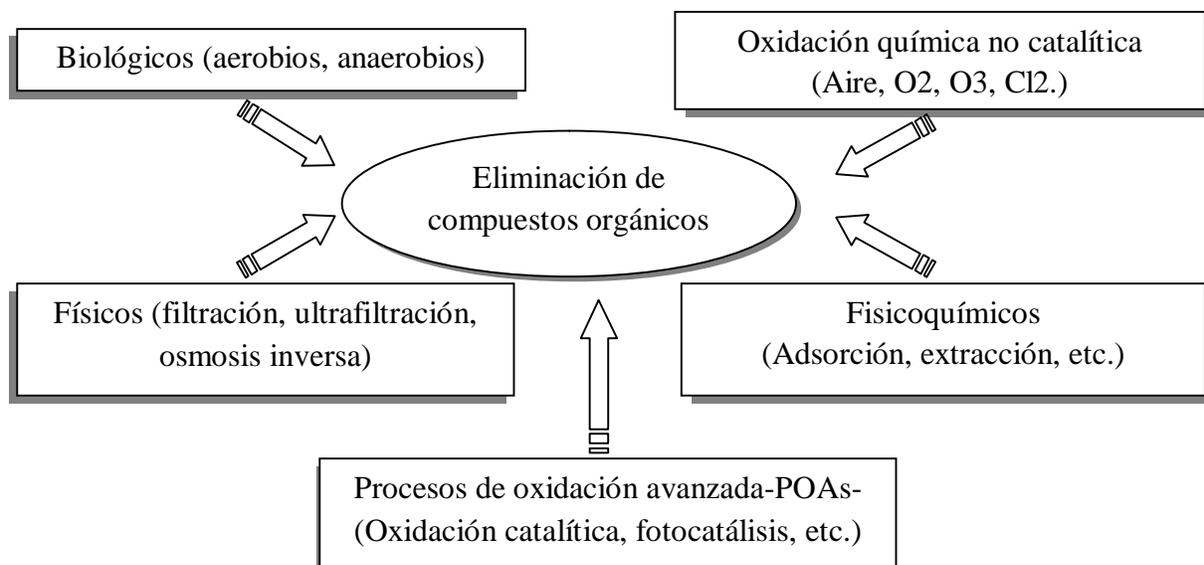
Existe mucha preocupación por la vulnerabilidad del ambiente debido a las grandes cantidades de descargas tóxicas, orgánicas e inorgánicas como consecuencia de las actividades humanas. Las refinerías de petróleo generan una considerable cantidad de aguas residuales y liberan un complejo grupo de materiales contaminantes al ambiente natural, estos contaminantes contienen compuestos orgánicos en una concentración demasiado baja para que su recuperación sea rentable, pero es lo suficientemente elevada para constituir una fuente de contaminación importante.

Para depurar el agua, generalmente es necesario combinar varios tratamientos cuyas bases pueden ser físicas, químicas o biológicas y cuyo efecto sea el de eliminar en primer lugar la materia suspendida, a continuación las sustancias coloidales, y después las sustancias disueltas (minerales u orgánicas). En cada etapa y dependiendo de los objetivos que se pretendan alcanzar, pueden aplicarse diversos métodos.

La recuperación de fenoles mediante procesos físicos resulta económica (extracción de solventes y adsorción con carbón activado), cuando la concentración de fenol es alta; mientras que en cuanto a contaminantes de fenol con concentraciones que contengan de 0.5 hasta 500 ppm es conveniente utilizar procesos biológicos para su descomposición, debido a que el proceso se puede llevar a cabo por oxidación bacteriana y con bajos costos de energía y combustibles.

El comportamiento de los compuestos orgánicos en el ambiente es de primordial importancia, ya que esto permite establecer o determinar el tipo de proceso de purificación del agua que se hacen necesario para el tratamiento de cada uno de los diferentes efluentes, así mismo es necesaria la modificación de las instalaciones existentes, con el propósito de desarrollar procedimientos más eficientes.

El esquema de la figura 1.1 presenta los métodos para eliminar compuestos orgánicos, así como aquellos que se encuentran en desarrollo.



**Figura 1.1** Métodos convencionales y en desarrollo para el tratamiento de aguas contaminadas con compuestos orgánicos [26].

## **CAPÍTULO I**

### **Fundamentos teóricos**

La biotecnología tiene una larga historia, durante miles de años se han producido bebidas fermentadas. Sin embargo, la ingeniería bioquímica aun no está totalmente madura. Ciertos desarrollos tales como el de las enzimas y células inmovilizadas se han explotado parcialmente, muchos excitantes avances están por llegar. Actualmente, la biotecnología es considerada como una ruta altamente rentable para obtener productos o resultados relativamente valiosos.

En un cercano futuro, los costos de protección medio ambiental pueden forzar a mas empresas a dar un giro desde el procesado químico, que genera residuos costosos de tratar, hacia métodos bioquímicos, que genera residuos fácilmente degradables mediante procesos de tratamiento biológico y que además presentan un peligro mucho menor para el medio ambiente.

Algunos procesos biológicos comerciales podrían tener residuos municipales e industriales como materias primas y los beneficios derivados de su admisión deberían de mejorar sus perspectivas económicas. Cuando el petróleo se acabe y los precios de los productos petroquímicos se eleven vertiginosamente, habrá grandes beneficios para los procesos fermentativos que produzcan compuestos equivalentes

En los sistemas de tratamiento biológico de aguas de desecho, la transformación de la materia orgánica a compuestos más simples se lleva a cabo mediante la acción de microorganismos a través de una serie de procesos aeróbicos en los cuales la aireación es un requerimiento indispensable.

El término aeróbico se refiere al oxígeno que requieren los organismos vivos para subsistir y llevar a cabo su metabolismo, del cual obtienen la energía necesaria para sus procesos vitales.

La forma de respiración sin oxígeno libre se presenta, en algunas bacterias, levaduras, mohos y protozoarios. Los organismos anaeróbicos descomponen materia orgánica con producción de metano y se clasifican en: facultativos y anaeróbicos estrictos. Los organismos anaeróbicos facultativos pueden vivir en presencia o ausencia de oxígeno pero solo pueden reproducirse y ejecutar sus funciones fisiológicas en presencia de oxígeno. A diferencia, los organismos anaeróbicos estrictos solo pueden vivir y reproducirse en ausencia de oxígeno.

## **1.1 Biodegradación**

En el campo de la depuración de aguas, el empleo de procesos biológicos para conseguir una eliminación eficaz de los nitratos y los fosfatos es una práctica cada vez más habitual. Mientras que los sistemas de lodos activos convencionales permiten la oxidación de la materia orgánica y de los compuestos nitrogenados presentes en el agua residual generando agua, CO<sub>2</sub> y nitratos, la implantación de sistemas más complejos que alternan etapas aerobias, anóxicas y anaerobias proporciona muy buenos resultados en la eliminación, no solo de materia orgánica, sino también de nitratos y fosfatos.

Las prácticas de biodegradación consisten principalmente en el uso de diferentes organismos (plantas, levaduras, hongos, bacterias, etc.) del medio para neutralizar sustancias tóxicas, bien transformándolas en sustancias de carácter menos tóxico o bien, convirtiéndolas en inocuas para el medio ambiente y la salud humana.

Una de las medidas biocorrectoras más empleada es la utilización de microorganismos para la descontaminación de suelos. Estos sistemas de descontaminación se basan en la absorción de las sustancias orgánicas por parte de dichos microorganismos, los cuales las utilizan como la fuente de carbono necesaria para su crecimiento y de energía para sus funciones metabólicas.

Las diferencias entre la ingeniería bioquímica y la ingeniería química no se encuentran en los principios de las operaciones unitarias ni en los procesos unitarios

sino en la naturaleza de los sistemas vivos. La explotación comercial de las células o de enzimas aisladas de las células está restringida a las condiciones en las que estos sistemas pueden funcionar.

La mayoría de las células vegetales y animales viven a temperaturas moderadas y no toleran valores extremos de pH. Así como los microorganismos también prefieren condiciones moderadas pero algunos sobreviven a temperaturas por encima del punto de ebullición del agua o a valores alejados del pH de la neutralidad. Algunos pueden soportar concentraciones de compuestos químicos que son extremadamente tóxicos para la mayoría de las otras células.

La biodegradabilidad, es la propiedad que tienen algunos materiales complejos de ser degradados por microorganismos para formar productos finales sencillos. Estos productos se dan de manera natural en el medio ambiente y también se producen de forma artificial. Por tanto, la biodegradabilidad es importante para determinar el comportamiento de estos compuestos químicos en el medio. Debido al rápido crecimiento industrial que ha tenido lugar en el curso de los últimos 20 a 30 años, la contaminación del medio ambiente se ha intensificado, pues los microorganismos no pueden descomponer algunos de los complejos productos residuales de la industria química.

Una proporción considerable de la contaminación del agua se debe a la liberación regular de vertidos industriales en el agua de los ríos. Estos vertidos incluyen residuos agrícolas, domésticos e industriales, que contienen todos ellos una variedad considerable de compuestos biodegradables y no biodegradables. Por tanto, cada vez es más importante identificar los compuestos presentes en tales vertidos para lograr una biodegradación eficaz.

La biodegradabilidad de un compuesto depende de las condiciones biológicas en las que se degrade y de su estructura química. Ésta influye decisivamente en la biodegradabilidad de algunos compuestos orgánicos; así, la naturaleza química de muchos detergentes, plásticos, materiales de embalaje, residuos médicos y así como

en gran parte los residuos de industria petroquímica, los hace resistentes a la degradación microbiana. En general, un número elevado de grupos funcionales enlazados a un anillo bencénico en una molécula orgánica dificulta el ataque microbiano.

La sociedad debe ser consciente de la importancia a largo plazo de los materiales biodegradables. La investigación ha demostrado que los métodos rápidos de selección, introducidos por primera vez en la década de 1970, deberían aplicarse a mayor escala para determinar el potencial de degradación de los componentes de las aguas residuales y los compuestos orgánicos puros. Estas pruebas rápidas y sencillas han permitido identificar compuestos refractarios y potencialmente peligrosos en un amplio espectro de flujos de residuos. Las operaciones comerciales dependen de disponer de las enzimas u organismos adecuados e impedir su posible inactivación, así como el posible contacto con otros organismos, que podrían perjudicar el proceso.

El pH, la temperatura, el potencial redox y el medio nutriente pueden favorecer el crecimiento de ciertos organismos y perjudicar el de otros. Por ejemplo, los escabeches se producen en cubas de fermentación por lactó bacilos bien adaptados a las condiciones ácidas y con pocas posibilidades de contaminación por otros organismos. En los sistemas de cultivos mixtos, especialmente en aquellos destinados al tratamiento biológico de residuos, hay un continuo intercambio entre las poblaciones microbianas y su medio ambiente, lo que influye en su funcionamiento y en su control. Aunque en los sistemas abiertos pueden ser adecuados para organismos resistentes o para procesos en los que las condiciones seleccionan el cultivo apropiado.

Muchos bioprocesos son cerrados y con detalladas precauciones para impedir la contaminación. La optimización de las complicadas actividades bioquímicas de cepas aisladas, de células agregadas, de poblaciones mixtas, y de enzimas o componentes exentos de células, presenta difíciles y sofisticados retos, a la ingeniería.

El funcionamiento de un proceso biológico se puede ver comprometido por cambios en cualquiera de las muchas etapas bioquímicas que funcionan de forma coordinada y los controles genéticos están sometidos a mutación. Mediante el proceso de biodegradación los microorganismos tales como hongos y bacterias, descomponen a formas más simples la materia orgánica como parte de su metabolismo. Esta degradación puede llevarse a cabo en condiciones aeróbicas o anaeróbicas.

Debido a esta actividad elemental de consumo, se degradan muchas sustancias o compuestos indeseables en el medio ambiente y que en su mayoría son introducidas por las actividades humanas.

### **1.1.1 El papel de los microorganismos en la degradación**

Según (Golovleva et al. 1990) [11], las *Pseudomonas* son las bacterias más eficientes en la degradación de compuestos tóxicos. La capacidad de estas bacterias para degradar estos compuestos depende del tiempo de contacto con el compuesto, las condiciones ambientales en las que se desarrollen y su versatilidad fisiológica (Vásquez y Reyes et al. 2002) [12] evaluaron tres especies de *Pseudomonas* para la biodegradación del herbicida Aroclor 1242.

Los resultados obtenidos demuestran la gran capacidad de las bacterias para degradarlo, siendo el porcentaje de degradación de 99,8, 89,4 y 98,4 respectivamente.

Otro grupo de compuestos tóxicos muy abundante son los hidrocarburos. (Halden et al. 1999) [6], demostraron la eficiencia de bacterias del género *Pseudomonas* en la degradación del ácido 3-Phenoxybenzoico en suelos. Este experimento sirvió también para evaluar el papel biodegradativo de dos *Pseudomonas* que habían sido manipuladas genéticamente.

Las bacterias resultaron ser efectivas en todos los casos; sin embargo, las bacterias modificadas genéticamente tuvieron una mayor capacidad para sobrevivir a factores ambientales adversos. Este resultado es alentador, dado que uno de los factores

que muchas veces impide la biorremediación de suelos son las condiciones ambientales desfavorables para el crecimiento bacteriano.

### **1.1.2 Proceso aeróbico**

La digestión aeróbica es un proceso bacteriano que ocurre en presencia del oxígeno. Bajo condiciones aeróbicas, las bacterias consumen rápidamente la materia orgánica y la convierten en el bióxido de carbono. Una vez que haya una carencia de la materia orgánica, las bacterias mueren y son utilizadas como alimento por otras bacterias. Esta etapa del proceso se conoce como respiración endógena.

La reducción de los sólidos ocurre en esta fase. Porque ocurre la digestión aeróbica mucho más rápidamente, los costos de capital de digestión aerobia son más bajos. Sin embargo, los gastos de explotación son característicos por ser mucho mayores para la digestión aeróbica debido a los costos energéticos para la aireación necesitada para agregar el oxígeno al proceso.

### **1.1.3 Proceso anaeróbico**

La digestión anaeróbica es un proceso bacteriano que se realiza en ausencia del oxígeno. El proceso puede ser la digestión termofílica en la cual el fango se fermenta en tanques en una temperatura de 55°C o mesofílica, en una temperatura alrededor de 36°C.

Sin embargo permitiendo tiempo de una retención más corta, así en los pequeños tanques, la digestión termofílica es más expansiva en términos de consumo de energía para calentar el fango.

La digestión anaerobia genera bio gas con una parte elevada de metano que se puede utilizar para el tanque y los motores o las micro turbinas del funcionamiento para otros procesos en sitio. En plantas de tratamiento grandes suficiente la energía se puede generar de esta manera de producir más electricidad que las máquinas requieren.

La generación del metano es una ventaja dominante del proceso anaeróbico. Su desventaja dominante es la de largo plazo requerido para el proceso (hasta 30 días) y el alto costo de capital.

## **1.2 Procesos utilizados para la biodegradación (Tratamientos Biológicos)**

Para llevar a cabo el proceso de la biodegradación se emplean los sistemas basados en reactores de película fija, de sus principales ventajas, es que la biomasa floculenta no es necesariamente la biomasa que permanece adherida al material inerte presente en el reactor. La biomasa sufre periódicamente un arrastre generalmente en forma de grandes flóculos que se eliminan fácilmente en un decantador.

El tiempo de contacto entre la biomasa y el agua residual, es mucho mas corto que en los sistemas de biomasa en suspensión; por ello es difícil alcanzar el mismo grado de depuración especialmente en los sistemas que operan bajo condiciones aerobias.

Los sistemas de película fija aerobios incluyen filtros percoladores o lechos bacterianos y biodiscos, ambos sistemas operan sin el lecho inundado, a fin de asegurar el suministro adecuado de oxígeno. Estos reactores ofrecen un número significativo de ventajas, sobre otros sistemas de tratamiento, entre otras: originan efluentes de buena calidad incluyendo, bajos costos (Griffy y Frindlay et al. 2000) [22] y facilidad de operación y mantenimiento (Spengel y Dzombak et al. 1991) [23].

Otros sistemas aerobios, anóxicas y anaerobios operan con el lecho inundado, a fin de asegurar un suministro adecuado de oxígeno.

Los objetivos del tratamiento biológico son tres:

- (1º) Reducir el contenido en materia orgánica de las aguas.
- (2º) Reducir su contenido en nutrientes.
- (3º) eliminar los patógenos y parásitos.

### 1.2.1 Filtros percoladores

En su funcionamiento, el lecho de contacto se llenaba con el agua residual desde la parte superior y se dejaba que se pusiese en contacto con el medio durante un corto período de tiempo. El lecho se vaciaba a continuación y se le permitía que reposase antes de que se repitiese el ciclo. Un ciclo típico exigía 12 horas de las cuales había 6 horas de reposo.

Actualmente el lecho del filtro es circular y el residuo líquido se distribuye por encima del lecho mediante un distribuidor giratorio, antes el lecho era rectangular y el agua residual se distribuía mediante boquillas rociadoras fijas cada uno de los filtros posee un sistema de desagüe inferior el cual recoge el agua tratada y los sólidos biológicos que se han separado del medio, este sistema de desagüe es importante tanto como instalación de recogida como por su estructura porosa a través de la que el aire puede circular.

La materia orgánica que se halla presente en el agua residual es degradada por la población de microorganismos adherida al medio, esta materia es absorbida sobre una capa viscosa (película biológica), en cuyas capas externas es degradada por los microorganismos aerobios, a medida que los microorganismos crecen el espesor de la película aumenta y el oxígeno es consumido antes de que pueda penetrar todo el espesor de la película, por lo que se establece un medio ambiente anaerobio, cerca de la superficie del medio, conforme esto ocurre la materia orgánica absorbida es metabolizada antes de que pueda alcanzar los microorganismos situados cerca de la superficie del medio filtrante.

Como resultado de no disponer de una fuente orgánica externa de carbón celular, los microorganismos situados cerca de la superficie del medio filtrante se hallan en la fase endógena de crecimiento, en la que pierden la capacidad de adherirse a la superficie del medio. En estas condiciones el líquido a su paso a través del medio filtrante arrastra la película y comienza el crecimiento de una nueva, esta pérdida de

la película es función de la carga hidráulica y orgánica del filtro, donde la carga hidráulica origina las velocidades de arrastre y la orgánica influye en las velocidades del metabolismo de la película biológica, en base a estas cargas hidráulica y orgánica los filtros pueden dividirse en dos tipos: de baja y alta carga.

### **1.2.2 Estanques de lodos activos**

El tratamiento se proporciona mediante difusión de aire por medios mecánicos en el interior de tanques. Durante el tratamiento los microorganismos forman floculos que, posteriormente, se dejan sedimentar en un tanque, denominado tanque de clarificación.

Los dos objetivos principales del sistema de lodos activados son:

- (1º) La oxidación de la materia biodegradable en el tanque de aireación.
- (2º) La floculación que permite la separación de la biomasa nueva del efluente tratado.

Este sistema permite una remoción de hasta un 90% de la carga orgánica pero tiene algunas desventajas: en primer lugar requiere de instalaciones costosas y la instalación de equipos electromecánicos que consumen un alto costo energético. Por otra parte produce un mayor volumen de lodos que requieren de un tratamiento posterior por medio de reactores anaeróbicos y/o su disposición en rellenos sanitarios bien instalados.

### **1.2.3 Tratamiento anaerobio**

Consiste en una serie de procesos microbiológicos, dentro de un recipiente hermético, dirigidos a la digestión de la materia orgánica con producción de metano. Es un proceso en el que pueden intervenir diferentes tipos de microorganismos pero que está dirigido principalmente por bacterias. Presenta una serie de ventajas frente a la digestión aerobia: generalmente requiere de instalaciones menos costosas, no

hay necesidad de suministrar oxígeno por lo que el proceso es más barato y el requerimiento energético es menor.

Por otra parte se produce una menor cantidad de lodo (el 20% en comparación con un sistema de lodos activos), y además este último se puede disponer como abono y mejorador de suelos. Además es posible producir un gas útil. Para el tratamiento anaerobio a gran escala se utilizan rectores de flujo ascendente o con un pulimento aerobio en base de filtros percoladores y humedales.

#### **1.2.4 Humedales artificiales**

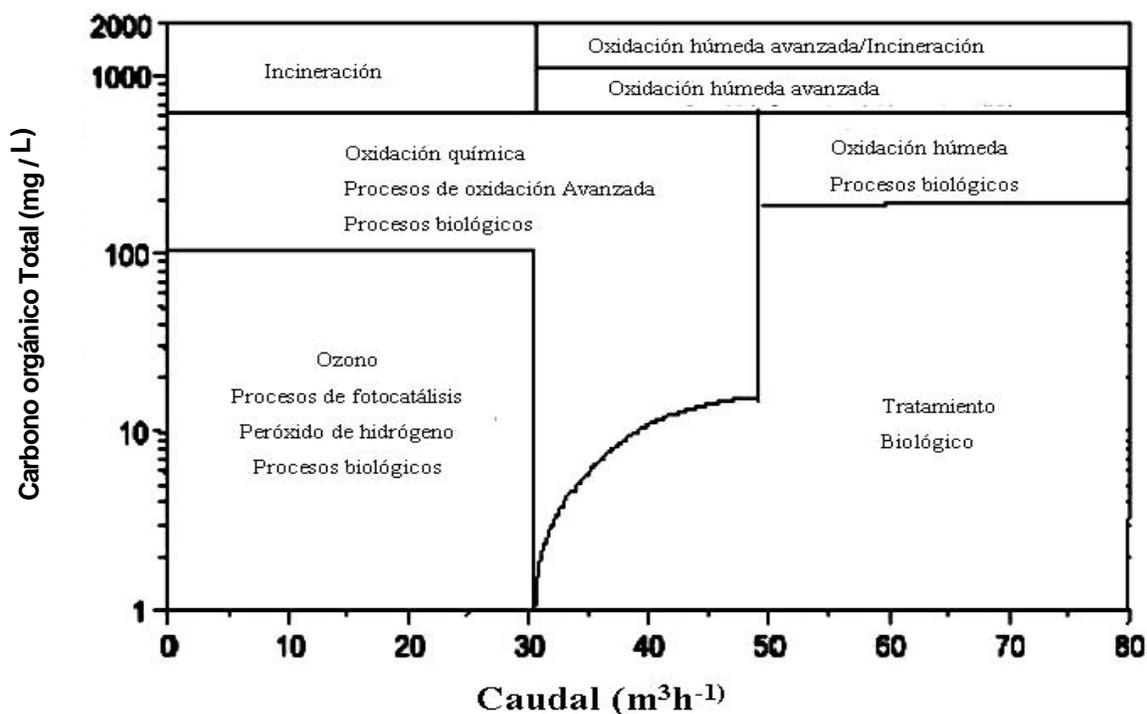
Los humedales tienen un gran potencial de autodepuración gracias a la vegetación, el suelo y la flora bacteriana que vive. Desde hace años esto se aprovecha por construir sistemas que, imitando la naturaleza, depuran las aguas residuales de forma respetuosa con el entorno natural y tienen menos requerimientos energéticos. Son los humedales construidos o artificiales.

Este sistema consiste en la reproducción controlada, de las condiciones existentes en los sistemas lagunares someros o de aguas lenticas los cuales, en la naturaleza, efectúan la purificación del agua. Esta purificación involucra una mezcla de procesos bacterianos aerobios-anaerobios que suceden en el entorno de las raíces de las plantas hidrófilas, las cuales a la vez que aportan oxígeno consumen los elementos aportados por el metabolismo bacteriano y lo transforman en follaje.

Este sistema es el más amigable desde el punto de vista ambiental ya que no requiere instalaciones complejas, tiene un costo de mantenimiento muy bajo y se integra al paisaje natural propiciando incluso refugio a la vida silvestre.

Quizás se podría mencionar como única desventaja la mayor cantidad de superficie necesaria.

En la figura 1.1 se muestra un diagrama de las distintas tecnologías para utilizadas para el tratamiento de aguas.



**Figura 1.1** Diagrama de las distintas tecnologías existentes para el tratamiento de agua, en función de la carga orgánica existente y del volumen a tratar [21].

### 1.3 Sistemas biológicos rotatorios de contacto (Biodiscos)

Los contactores biológicos rotativos, comúnmente conocidos como biodiscos, se instalaron por primera vez en Alemania en 1960, y más tarde se introdujeron en los Estados Unidos [14]. En EU y Canadá, el 70 % de los sistemas de biodiscos instalados se emplean únicamente para la eliminación de demanda bioquímica de oxígeno carbonosa, el 25 % combinan la eliminación de demanda bioquímica de oxígeno con la nitrificación, y el 5 % se emplean para la nitrificación de efluentes de tratamiento secundarios.

Estos sistemas disponen a nivel industrial de una serie de discos circulares de 3 a 3,6 m. de diámetro (10 a 12 ft.) sumergidos el 40 % de su diámetro en un tanque de contacto. El disco rota a una velocidad de 2 a 2,5 r.p.m. Cuando el disco entra en

contacto con las aguas residuales gira en torno a las mismas y cierta cantidad de estas se adhiere al biodisco. Cuando el biodisco entra en contacto con el aire, los microorganismos presentes sobre la superficie del disco oxidan la materia orgánica. Por tanto, se requiere un mínimo aporte energético para proporcionar el oxígeno necesario para el tratamiento de las aguas residuales. A medida de que los microorganismos se acumulan sobre los biodiscos, la velocidad de corte creada por el movimiento de los discos a través del agua hace que el exceso de biomasa se elimine de los discos y descargue en el decantador.

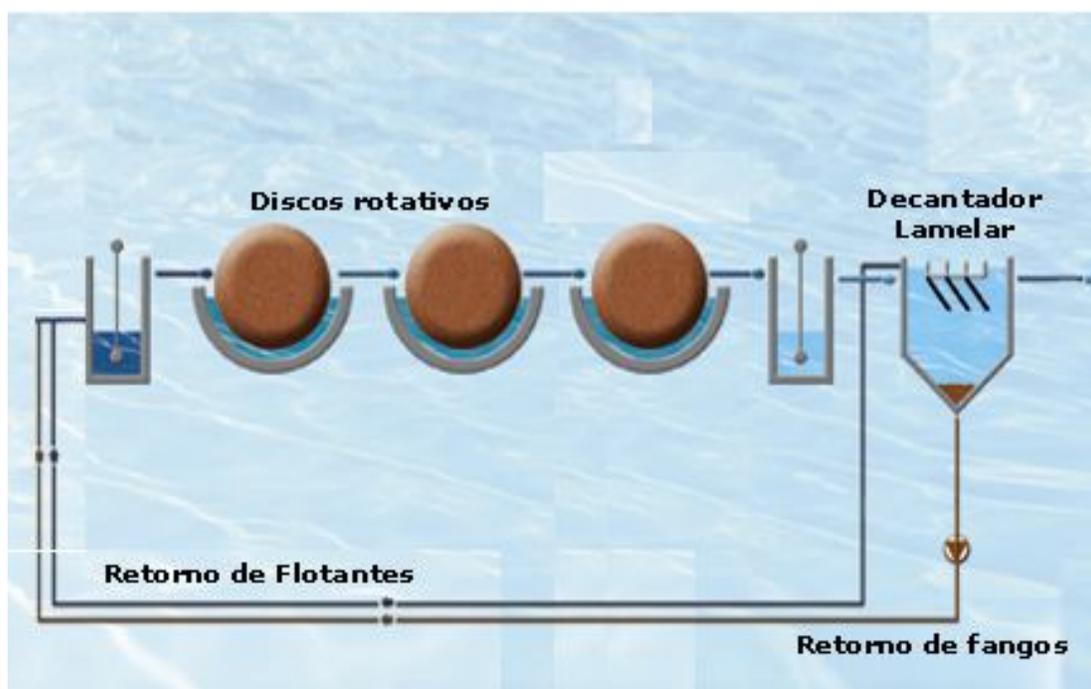
Las aguas residuales industriales con alta carga orgánica tienden a provocar un crecimiento microbiano excesivo, que es difícil de arrastrar por el disco y que lleva implícita una alta demanda de oxígeno, que de no ser cubierta, provoca la liberación de sulfuro de hidrógeno y otros gases de olor desagradable. El crecimiento desmesurado de biomasa provoca el deterioro de los discos y dificulta el movimiento del biodisco.

Los discos actualmente se cubren con una cubierta plástica que limita la emisión de gases con olor desagradable. La recirculación del agua residual sobre las unidades del biodisco permite distribuir uniformemente la carga sobre las mismas y limitar el crecimiento bacteriano. Las unidades de los biodiscos funcionan mejor bajo condiciones de carga orgánica uniforme, lo que obliga a disponer de tanques que permitan homogenizar la carga orgánica de las aguas residuales.

Los biodiscos se diseñan en base a la carga hidráulica y a la carga orgánica [14]. La carga hidráulica normalmente está en el orden de  $0,16 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{día})$  [4 gal/ (ft<sup>2</sup>. d)] de carga superficial y cargas orgánicas de hasta 44 Kg. DBO<sub>5</sub>/ (m<sup>2</sup>.día) [9 lb. DBO<sub>5</sub>/ (ft<sup>2</sup>/d)].

La eficiencia del tratamiento es función del tiempo de retención hidráulica y de la carga orgánica. Si la carga orgánica es baja, las unidades de biodiscos producen nitrificación de las aguas residuales, al igual que ocurre con los filtros percoladores.

Cada etapa está formada por una serie de discos no muy separados, normalmente fabricados de poliestireno o polietileno con diámetros comprendidos entre 3-4 m. Estos discos se mantienen paralelos entre si y unidos a un eje horizontal que pasa a través de sus centros. Los ejes tienen longitudes de 7,5 m. aproximadamente, pudiendo alojar de esta forma un gran número de discos. En la figura 1.2 se muestra una unidad típica de RBC's para una instalación industrial.

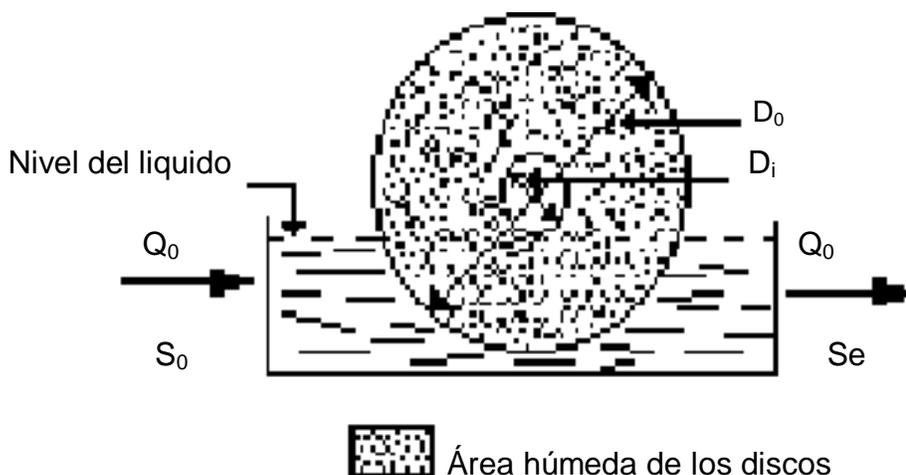


**Fig. 1.2** Esquema de una unidad RBCs (contactores biológicos rotativos) típica, para un diseño industrial.

La alimentación de agua residual pasa a través de estos tanques en serie de forma tal que los ejes se mantienen ligeramente por encima de la superficie del líquido. Esto significa que la superficie de los discos está aproximadamente el 40% sumergida en todo momento. Los ejes giran continuamente a una velocidad comprendida entre 2 a 3 rpm. Se forma gradualmente un limo (película bacteriana) biológico de 1 a 3 mm de espesor que comienza a depositarse en las superficies de los discos.

En la **fig. (1.3)** se presenta un detalle de la zona húmeda de los discos. Si  $D_0$  es el diámetro del disco y  $D_i$  es el diámetro del área circular que nunca resulta sumergida, esto significa que la zona húmeda, parte de la cual esta sumergida en cualquier momento, y otra parte de la misma está expuesta al aire, está formada por un anillo cuya superficie es igual

$$\text{Área del anillo} = \frac{1}{4}\pi(D_0^2 - D_i^2) \quad (1.1)$$



**Fig. 1.3** Detalle de la zona húmeda de un biodisco [21].

Ya que el crecimiento biológico se desarrolla solamente en la zona humedecida, si  $d$  es la profundidad (o espesor) del limo formado, el volumen del limo en cada lado de un disco es:

$$\text{Volumen del limo} = \frac{1}{4}\pi(D_0^2 - D_i^2) d \quad (\text{por lado de disco}) \quad (1.2)$$

Considerando que el limo crece a ambos lados de cada disco (el crecimiento es en dirección perpendicular al plano en la **(fig. 1.3)**) el volumen del limo por disco será el doble del indicado en la ecuación 1.2. Suponiendo que  $N$  es el número de discos por etapas el volumen del limo formado es:

$$V_A = 2\left[\frac{1}{4}(D_0^2 - D_1^2)d\right]N = \frac{1}{2}\pi(D_0^2 - D_1^2)Nd \quad (\text{Por etapa}) \quad (1.3)$$

Parte del crecimiento del limo se separa de los discos además del que se pierde por arrastre de materia sin vida, debido al mecanismo descrito para el caso de los filtros percoladores. Debido a que la acción rotativa de los discos provoca cierta turbulencia en el depósito líquido, existirá en todo momento una concentración limitada de biomasa en suspensión. En consecuencia, la disminución de la demanda bioquímica de oxígeno en los RBC se presenta simultáneamente mediante un mecanismo similar al de un filtro percolador, por la presencia de limo formado junto al disco, así como también mediante un mecanismo análogo al de los lodos activos, por la presencia de la biomasa en suspensión.

Debido a que los tiempos de residencia son bajos, normalmente menos de una hora y con ello la concentración de biomasa en suspensión es relativamente pequeña.

Algunas de las ventajas de los sistemas RBC sobre el proceso convencional de lodos activos son las siguientes:

1. Bajo consumo de energía y manteniendo más sencillo.
2. Es posible tener en cada etapa un cultivo biológico diferente, se cuenta con un grado adicional de flexibilidad en el proceso. Puede conseguirse bastante nitrificación desarrollando cultivos de bacterias nitrificantes selectivas en las últimas etapas.
3. La biomasa presenta en general buenas características de sedimentación lo que disminuye el costo de la clarificación secundaria.
4. No necesita reciclado de la biomasa.

Una desventaja es la presencia de una pequeña película líquida de gran superficie sobre la zona húmeda de los discos expuesta al aire ambiente, lo que lleva al peligro

de congelación en el caso de operación en climas fríos. En tales casos las unidades de tratamiento deben alojarse en un edificio cerrado lo que incrementa el coste del inmovilizado.

#### 1.4 Procedimiento de diseño de los sistemas RBC

El proceso de diseño se basa normalmente en curvas empíricas de cargas suministradas por los fabricantes de los biodiscos. A partir de estas curvas puede estimarse la carga superficial,  $L$ ,  $m^3/(s)(m^2)$  para reducir una DBO dada en el efluente hasta el valor deseado de la DBO del efluente. El área superficial requerida para un caudal total de  $Q$ ,  $m^3/s$  es por tanto:

$$A = \frac{Q_0}{L} = \frac{m^3/s}{m^3/(s)(m^2)} = m^2 \quad (1.4)$$

Desarrollando un procedimiento de diseño, considérese el biodisco presentado en la fig. (1.2) y haciendo un balance de materia para el sustrato que entra y abandona el biodisco tal como sigue:

$$\left( \begin{array}{c} \text{Velocidad} \\ \text{neta de} \\ \text{cambio de} \\ \text{sustrato en} \\ \text{el reactor} \end{array} \right) = \left( \begin{array}{c} \text{Velocidad} \\ \text{a la que el} \\ \text{sustrato} \\ \text{entra al} \\ \text{reactor (en} \\ \text{el efluente)} \end{array} \right) - \left( \begin{array}{c} \text{Velocidad} \\ \text{a la que el} \\ \text{sustrato} \\ \text{deja el} \\ \text{reactor (en} \\ \text{el efluente)} \end{array} \right) - \left( \begin{array}{c} \text{Velocidad} \\ \text{a la que el} \\ \text{sustrato es} \\ \text{oxidado en} \\ \text{el reactor} \end{array} \right) \quad (1.5)$$

En condiciones de equilibrio la concentración de sustrato en el reactor permanece constante y por lo tanto el primer miembro de la ecuación (1.5) se hace igual a 0, esto es:

$$0 = \left( \begin{array}{c} \text{Velocidad a} \\ \text{la que el} \\ \text{sustrato} \\ \text{entra al} \\ \text{reactor (en} \\ \text{el efluente)} \end{array} \right) - \left( \begin{array}{c} \text{Velocidad a} \\ \text{la que el} \\ \text{sustrato} \\ \text{deja el} \\ \text{reactor (en} \\ \text{el efluente)} \end{array} \right) - \left( \begin{array}{c} \text{Velocidad a} \\ \text{la que el} \\ \text{sustrato es} \\ \text{oxidado en} \\ \text{el reactor} \end{array} \right) \quad (1.6)$$

Los dos primeros términos del segundo miembro de la ecuación (1.6) se refieren a la disminución neta del sustrato debido a la acción hidráulica solamente y se define como sigue:

$$\left( \begin{array}{c} \text{Velocidad a} \\ \text{la que el} \\ \text{sustrato} \\ \text{entra al} \\ \text{reactor (en} \\ \text{el efluente)} \end{array} \right) = Q_0 S_0 \quad (1.7)$$

$$\left( \begin{array}{c} \text{Velocidad a} \\ \text{la que el} \\ \text{sustrato} \\ \text{deja el} \\ \text{reactor (en} \\ \text{el efluente)} \end{array} \right) = Q_0 S_e \quad (1.8)$$

Donde:

$Q_0$  = Caudal de alimentación ( $m^3/s$ )

$S_0$  = Velocidad de disminución del sustrato (seg/mg enzima)

$S_e$  = Velocidad de disminución del sustrato a la salida del reactor (seg/mg enzima)

El miembro correspondiente a la velocidad de disminución del sustrato por oxidación mediante la utilización microbiana puede escribirse considerando tanto la velocidad de utilización de sustrato por unidad de volumen de limo formado en el disco como la utilización de sustrato por unidad de volumen de limo en suspensión. Si estas velocidades se denominan respectivamente:

$$(dS / dt)_A \quad Y \quad (dS / dt)_s$$

Se obtiene:

$$\left( \begin{array}{c} \text{Velocidad} \\ \text{a la que el} \\ \text{sustrato} \\ \text{es} \\ \text{oxidado} \\ \text{en el} \\ \text{reactor} \end{array} \right) = \left( \frac{dS}{dt} \right)_A V_A + \left( \frac{dS}{dt} \right)_S V_S \quad (1.9)$$

En las que  $V_A$  y  $V_S$  son el volumen de biomasa activa en el disco y el volumen del líquido en el reactor, respectivamente. Utilizando las ecuaciones (1.7), (1.8) y (1.9) y notando que  $V_S = V =$  volumen del líquido en el reactor, la ecuación (1.6) se transforma en:

$$0 = Q_0 S_0 - Q_0 S_e - \left( \frac{dS}{dt} \right)_A V_A - \left( \frac{dS}{dt} \right)_S V \quad (1.10)$$

La velocidad de consumo de sustrato ( $dS/dt$ ) pueden relacionarse con la velocidad de crecimiento de la biomasa ( $dX/dt$ ), de la ecuación

$$\left( \frac{dX_{v,a}}{dt} \right)_g = Y \left( \frac{dS}{dt} \right)_a - K dX_{v,a} \quad (1.13)$$

Con lo cual puede escribirse:

$$\left( \frac{dX}{dt} \right)_g = Y \left( \frac{dS}{dt} \right) - k_d X_v \quad (1.12)$$

Si se desprecia el término endógeno

$$k_d \approx 0 \quad \left( \frac{dX}{dt} \right)_g = Y \left( \frac{dS}{dt} \right) \quad (1.13)$$

La ecuación (1.13) puede escribirse específicamente para las velocidades de crecimiento de la biomasa en el biodisco y en suspensión como sigue:

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_{g,A} = Y_A \left(\frac{dS}{dt}\right)_A \quad (1.14)$$

y

$$\left(\frac{dX}{dt}\right)_{g,S} = Y_S \left(\frac{dS}{dt}\right)_S \quad (1.15)$$

En las que  $Y_A$  e  $Y_S$  son los coeficientes de producción para la biomasa formada en el biodisco y en suspensión, respectivamente. Las ecuaciones (1.14) y (1.15) pueden agruparse de la siguiente manera

$$\frac{\left(\frac{dX}{dt}\right)_{g,A}}{Y_A} = \left(\frac{dS}{dt}\right)_A \quad (1.16)$$

Y:

$$\frac{\left(\frac{dX}{dt}\right)_{g,S}}{Y_S} = \left(\frac{dS}{dt}\right)_S \quad (1.17)$$

Ahora multiplicando los primeros miembros de las ecuaciones (1.16) y (1.17)

Por  $X_A/X_A$  y  $X_S/X_S$  en las que  $X_A$  y  $X_S$  significan la biomasa activa por unidad de volumen de limo en el biodisco y de limo en suspensión, respectivamente, recordando la definición de velocidad de crecimiento específico de la biomasa  $\mu$ :

$$\mu = \frac{1}{X_{V,a}} \left(\frac{dX_{V,a}}{dt}\right) \quad (1.18)$$

Se obtiene:

De la ecuación (1.16)

$$\frac{\left[ \left( \frac{dX}{dt} \right)_{g,A} / X_A \right] X_A}{Y_A} = \frac{\mu_A X_A}{Y_A} = \left( \frac{dS}{dt} \right)_A \quad (1.19)$$

Y de la ecuación (1.17)

$$\frac{\left[ \left( \frac{dX}{dt} \right)_{g,S} / X_S \right] X_S}{Y_S} = \frac{\mu_S X_S}{Y_S} = \left( \frac{dS}{dt} \right)_S \quad (1.20)$$

En las que  $\mu_A$  y  $\mu_S$  son las velocidades de crecimiento específicas de la biomasa en el biodisco y en suspensión, respectivamente.

Sustituyendo en a la ecuación (1.10) los valores de  $(dS/dt)_A$  y  $(dS/dt)_S$  en las ecuaciones (1.19) y (1.20) se obtiene:

$$0 = Q_0 S_0 - Q_0 S_e - \frac{\mu_A X_A}{Y_A} V_A - \frac{\mu_S X_S}{Y_S} V_S \quad (1.21)$$

El volumen de biomasa en el biodisco,  $V_A$ , está dado por la ecuación (1.3). La sustitución de este valor en la ecuación (1.21) sé conduce a:

$$0 = Q_0 S_0 - Q_0 S_e - \frac{\mu_A}{Y_A} X_A \frac{1}{2} \pi (D_0^2 - D_i^2) N d - \frac{\mu_S X_S}{Y_S} V \quad (1.22)$$

La velocidad de crecimiento de la biomasa tanto adherida al biodisco como a la biomasa en suspensión puede suponerse que sigue la ecuación de Monod:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S_e}{(K_s + S_e) - K_d} \quad (1.23)$$

Bajo estas condiciones:

$$\mu_A = \mu_{\max,A} \frac{S_e}{K_S + S_e} \quad (1.24)$$

y,

$$\mu_S = \mu_{\max,S} \frac{S_e}{K_S + S_e} \quad (1.25)$$

Utilizando las ecuaciones (1.24) y (1.25), la ecuación (1.22) conduce a:

$$0 = Q_0 S_0 - Q_0 S_e - \frac{\mu_{\max,A}}{Y_A} \frac{S_e}{K_S + S_e} X_A \frac{1}{2} \pi (D_0^2 - D_i^2) N d - \frac{\mu_{\max,S}}{Y_S} \frac{S_e}{K_S + S_e} X_S V \quad (1.26)$$

La mayoría de los RBC operan a tiempos de residencia hidráulicos bajos, normalmente a menos de una hora.

En consecuencia la concentración de biomasa en suspensión se mantiene baja y la reducción de la demanda bioquímica de oxígeno se debe a la presencia del crecimiento adherido al disco. Bajo estas circunstancias, el último término del segundo miembro de la ecuación (1.26) puede ser despreciado. En efecto, despreciado ese término y reagrupando la ecuación (1.26) se obtiene:

$$Q_0 (S_0 - S_e) = \frac{1}{2} \frac{\mu_{\max,A}}{Y_A} X_A d \pi (D_0^2 - D_i^2) N \frac{S_e}{K_S + S_e} \quad (1.27)$$

Si el parámetro P se define como:

$$P = \frac{\mu_{\max,A}}{Y_A} X_A d \quad (1.28)$$

Puede escribirse la ecuación (1.27) en la forma:

$$Q_0(S_0 - S_e) = \frac{1}{2} P\pi(D_0^2 - D_i^2)N \left[ \frac{S_e}{K_s + S_e} \right] \quad (\text{Etapa única}) \quad (1.29)$$

La ecuación (1.29) se aplica a una etapa de un sistema de biodiscos.

## 1.5 Fenol

Fenol, antiguamente llamado ácido fénico o ácido carbólico, es un compuesto orgánico aromático de fórmula  $C_6H_5OH$ . Es débilmente ácido y se asemeja a los alcoholes en su estructura. Los cristales incoloros, y en forma de aguja, del fenol purificado tienen un punto de fusión de  $43\text{ }^\circ\text{C}$  y un punto de ebullición de  $182\text{ }^\circ\text{C}$ .

Los compuestos naturales (pirocatequina, guayacol y sus derivados) no son tóxicos. Un derivado conocido de la pirocatequina es la adrenalina. El fenol se presenta en la Naturaleza en la madera y en las agujas de pino, en la orina de los herbívoros (fenolsulfato) y en el alquitrán de hulla. De los fenoles mono hídricos se obtienen numerosas esencias (aromáticas) naturales, como por ejemplo: vainillina, timol, carvacrol, "zingiverón" (en jengibre), aldehído salicílico. Entre los fenoles multivalentes sintéticos, el hexaclorofeno es particularmente tóxico.

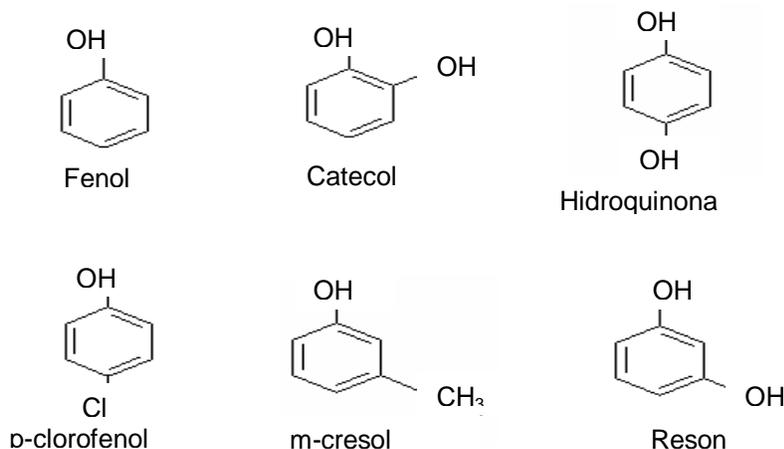


Fig. 1.4 Algunos miembros de la familia del fenol [21]

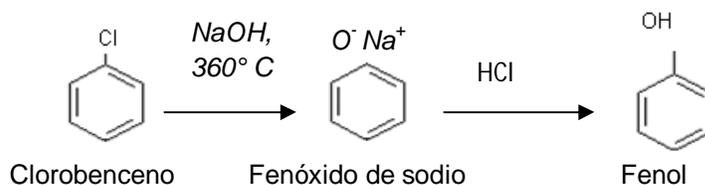
El fenol es soluble en disolventes orgánicos y ligeramente soluble en agua a temperatura ambiente, pero por encima de los 66 °C es soluble en todas las proporciones.

En 1867, el cirujano británico Joseph Lister utilizó por primera vez el fenol como desinfectante para esterilizar heridas, vendajes e instrumentos quirúrgicos. Las disoluciones diluidas son antisépticos muy útiles, pero las disoluciones concentradas son cáusticas y dejan cicatrices en los tejidos.

### 1.5.1 Síntesis

El fenol se obtiene a partir de la destilación del alquitrán de hulla. Según (Rompp 1983) [24], con 1 tonelada de hulla se obtiene aproximadamente 0,25 kg de fenol. Actualmente, sin embargo, predomina la producción sintética por disociación del hidroperóxido de cumeno, obteniéndose acetona como producto secundario. En parte aún se recurre a la síntesis a partir del benceno, utilizando ácido bencenosulfónico o clorobenceno.

Uno de los procesos de síntesis empleados es la fusión de bencenosulfonato de sodio con álcali; el otro es el proceso Dow, en el que se hace reaccionar clorobenceno con hidróxido de sodio acuoso a una temperatura de 360° C. como se observa en la siguiente reacción:



**Fig. 1.5** Proceso Dow para la síntesis del fenol a partir de clorobenceno.[4]

La producción mundial en toneladas por año es, 3.000.000 , de lo cual cabe mencionar que tan solo la República Federal de Alemania (RFA) tienen una

producción anual de; 270.000 y Estados Unidos (EUA); 1.600.000 (Rippen et al, 1989).

### 1.5.2 Principales usos

El fenol se usa principalmente en la producción de resinas fenólicas. También se usa en la manufactura de nylon y otras fibras sintéticas. El fenol es muy utilizado en la industria química, farmacéutica y clínica como un potente fungicida, bactericida, antiséptico y desinfectante, también para producir agroquímicos, poli carbonatos, en el proceso de fabricación de ácido acetilsalicílico (aspirina).

### 1.5.3 Propiedades físicas y químicas

Los fenoles más sencillos son líquidos o sólidos de bajo punto de fusión. La mayoría de los otros fenoles son esencialmente insolubles. Son incoloros, salvo que presenten algún grupo capaz de imponerles coloración, se oxidan con facilidad por lo que a menudo se encuentran coloreados. En la tabla 1.1 se muestran las propiedades físicas y químicas.

**Tabla 1.1** Principales propiedades físico-químicas del fenol [24].

Fórmula empírica:	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> O
Masa molecular relativa:	94,11 g
Densidad:	1,07 g/cm <sup>3</sup> a 20° C
Punto de ebullición:	181,75°C
Punto de fusión:	40,8°C
Presión de vapor:	0,2 Pa a 20°C
Punto de inflamación:	82°C
Temperatura de ignición:	595°C
Límites de explosividad:	1,3-9,5% V
Solvólisis:	En agua: 82 g/L

#### 1.5.4 Efectos en la salud

El contacto con fenol puede causar quemaduras graves con destrucción irreversible del tejido dérmico, bucal, ocular o del esófago. La intoxicación sistémica por cualquier vía puede dar como resultado un estímulo en el sistema nervioso central SNC, seguido rápidamente por depresión del mismo con pérdida de la consciencia, depresión respiratoria y coma.

Los síntomas iniciales pueden incluir náuseas, sudoración excesiva, dolor de cabeza y vértigos en un rango de unos minutos a pocas horas, después de la exposición suelen producirse convulsiones y coma, aunque pueden retrasarse hasta 24 horas. Una exposición leve puede causar irritación del tracto respiratorio superior. Una exposición más seria puede causar inflamación de la garganta y de la traquea, ulceración de la traquea y edema pulmonar. Puede ocurrir hemólisis y síntomas cardiovasculares tales como taquicardia, arritmias e hipotensión y dañar el transporte de oxígeno.

El vómito y diarrea son efectos comunes de la toxicidad del fenol por cualquier ruta de exposición. En casos de ingestión, un daño corrosivo difuso de la mucosa puede afectar a todo el tracto gastrointestinal. La ingestión puede conducir a la muerte por un fallo respiratorio.

La exposición grave al fenol puede causar fallo renal agudo y desequilibrio ácido-base. El contacto con soluciones concentradas de fenol puede causar un fuerte daño en el ojo, incluyendo inflamación del mismo y del párpado.

Cuando el fenol se aplica directamente sobre la piel, se forma una costra blanca debido a proteínas precipitadas. Rápidamente esta costra se volverá de un color rojizo y finalmente se caerá. Dejando la superficie manchada con un color marrón. Si se mantiene el fenol sobre la superficie de la piel penetrará rápidamente causando muerte celular y gangrena. Si se afecta más de 100 cm<sup>2</sup> de la piel, existe un riesgo

de muerte inminente. Debido a las propiedades anestésicas del fenol puede causar un daño importante antes de manifestarse el dolor.

La dosis tóxica mínima de fenol y de sus derivados no está establecida en la bibliografía. La ingestión en adultos de una pequeña cantidad como es 1,5 gramos de fenol puro provocó la muerte. La toxicidad se puede observar a dosis perceptiblemente más bajas.

**Tabla 1.2** Toxicidad en el ser humano, mamíferos y organismos acuáticos. [13]

Seres humanos:	1 g puede ser fatal
Ratas	DL <sub>50</sub> 414-530 mg/kg, oral
Conejos	DL <sub>50</sub> 400-600 mg/kg, oral
Gatos	DL <sub>50</sub> 100 mg/kg, oral
Perros	DL <sub>50</sub> 500 mg/kg, oral
Organismos acuáticos:	
Pimephales promelas	CL <sub>50</sub> 24-68 mg/L
Leuciscus idus melanotus	CL <sub>50</sub> 25 mg/L
Lepomis macrochirus	CL <sub>50</sub> 24 mg/L
Daphnia	CL <sub>50</sub> 12 mg/L
Scenedesmus quadricauda	CE <sub>50</sub> 7,5-40 mg/L

DL<sub>50</sub> Dosis letal para el 50% de la población estudiada

CL<sub>50</sub> Concentración letal para el 50% de la población estudiada.

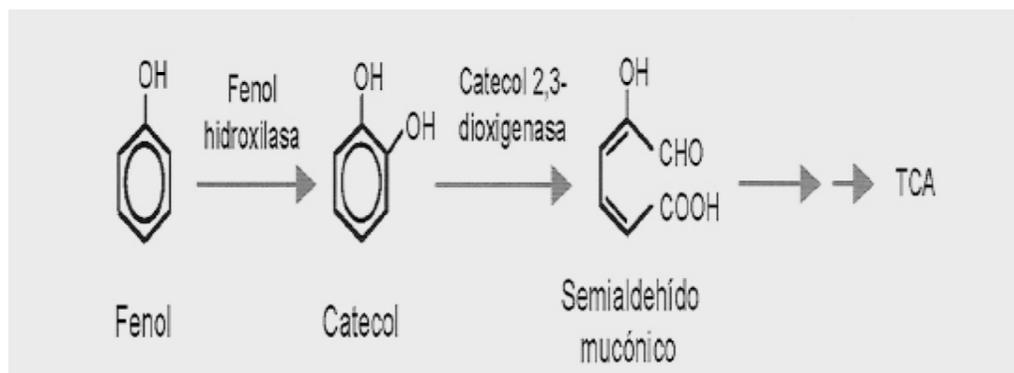
CE<sub>50</sub> Concentración efectiva al 50% (con efecto sobre el 50% de la población afectada)

*Nota:* Los datos sobre la toxicidad de los diferentes compuestos del fenol se hallarán en DFG, 1982 - Tomo II: Fenoles [25].

## 2.6 Ruta de degradación del fenol

Con frecuencia las enzimas de rutas de degradación de compuestos orgánicos tienen una especificidad relajada y pueden actuar sobre una cierta variedad de sustratos. En la inmensa mayoría de los casos, los microorganismos metabolizan los alcanos transformándolos en ácidos grasos mediante la oxidación progresiva de uno de los grupos metilo terminal. Realmente la enzima clave es la primera, el alcano hidroxilasa, que mete un grupo alcohol en dicho carbono. Es una monooxigenasa (a partir de  $O_2$ , mete un átomo de oxígeno en dicho átomo de C, y el otro átomo de O es reducido a agua). Las demás enzimas que participan son más habituales.

La ruta aerobia para la biotransformación del fenol (Lai et al. 2002) [7], (Galli et al, 2002) [5], (Halden et al, 1999) [6], es la siguiente:



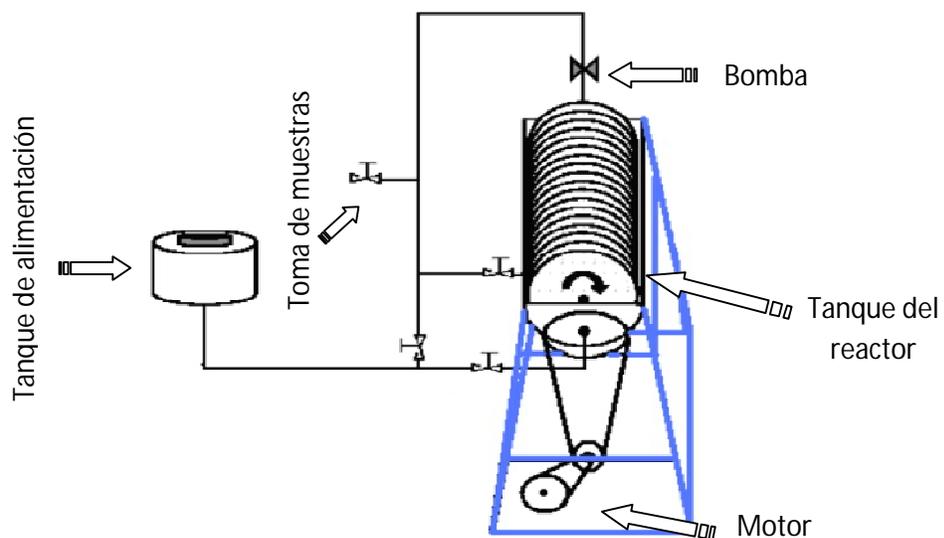
**Figura 1.5** Ruta de degradación del fenol, ciclo de los ácidos tricarboxílicos [25].

## CAPÍTULO II Metodología

El reactor se construyó en base a un prototipo elaborado en el centro de investigaciones de la universidad de Zulia, al cual se le realizaron modificaciones de acuerdo a las necesidades de éste proyecto.

### 2.1 Construcción del reactor

La construcción del reactor se elaboró a partir de materiales convencionales para el proceso de degradación, partiendo de un diagrama de equipo elaborado previo a la construcción del reactor, como se muestra en la figura 2.1.



**Figura 2.1** Diagrama de equipo del reactor RBC.

El tratamiento se llevó a cabo en un contactor biológico rotativo (RBC) (Fig. 2.1), con discos circulares sumergidos un 40% aproximadamente en la muestra y girando lentamente a 2,3 rpm a través de un motor ajustado con una caja de engranes y poleas para dicha velocidad.

Los discos de 17 cm de diámetro y separados a 2,86 cm, se elaboraron con láminas de hierro cromado de 1/8" de espesor. A cada uno de los discos se le recubrió con una mezcla de cemento y arena finamente tamizada para formar un área ideal para el crecimiento de la capa bacteriana y evitando con esto el deslizamiento de la misma.

Para el eje de soporte de los discos, se utilizó una varilla de tipo industrial de hierro galvanizado de 3/8" de diámetro y 1 m. de longitud.

El tanque del reactor se fabricó a partir de una tubería de policloruro de vinilo (PVC), de 8" de diámetro externo y 60 cm de longitud, cortada longitudinalmente y cerrada a los lados con tapas de lámina de aluminio de 1/8", aseguradas con remaches y silicón negro como sellador. Los parámetros de operación seleccionados se presentan en la tabla 2.1

**Tabla 2.1** Parámetros de operación del reactor

Variable	Condición citada en bibliografía	Condición real
Temperatura	Ambiente	Ambiente
Presión	Atmosférica	Atmosférica
Concentración	Entre 0.5-500 ppm	(0, 50, 60 y 70 ppm)
Volumen tratado	7.5 L	6 L
Tiempo de reacción	24 h	8 h

La base del reactor para el montaje de este, se elaboró con ángulo de 1" y solera de fierro de tipo industrial, reforzándolo con soldadura de 3/18 resistencia. Al concluir la construcción del equipo se procedió a realizar pruebas para determinar si el equipo operaba de manera adecuada, ajustando algunos detalles y fugas que se notaron, esto para evitar que en el momento de correr las muestras de fenol, no hubiera

alteraciones en los resultados. El reactor con el que se trabajó es el mostrado en la figura 2.2.



**Fig. 2.2** Bioreactor de tipo aerobio utilizado para la degradación del fenol.

## 2.2 Obtención del inóculo para la degradación

Con el propósito de obtener resultados más exactos en cuanto a las determinaciones espectrofotométricas y así medir la eficiencia de degradación del reactor, las muestras tomadas en el intervalo de tiempo especificado se determinaron por triplicado, graficándose las lecturas de absorbancia para la determinación de la concentración.

El inóculo se obtuvo de una muestra de lodo de un pozo de la región, sembrándose en agar Eosina Azul de Metileno y una vez obtenidas las colonias se suspendieron en agua estéril rociándose con un aspersor sobre los discos, estimulando el desarrollo de la biopelícula con la adición de una solución glucosada.

Se evaluó la degradación de la muestra de fenol dentro del reactor durante un periodo de 8 horas y tomando muestras cada hora para su respectivo análisis.

La concentración de la muestra en estudio fue de 0, 50, 60 y 70 ppm.

Las normas utilizadas para la implementación del método colorimétrico fueron las del Standards Methods 5530D [1] y La Norma Mexicana NMX- AA-050-SCFI-2001, (ver anexo II).

## CAPÍTULO III

### Resultados

Para comenzar a correr las muestras dentro del reactor, fue necesario como primer término tener la solución madre de 1000 ppm, para sacar disoluciones y de esta forma obtener una curva de calibración del fenol. Esta se traza utilizando los datos de respuesta de las disoluciones antes mencionadas, la cual nos servirá para determinar las condiciones iniciales de los datos arrojados del reactor.

#### 3.1 Arranque de prueba del reactor

En la primera corrida de las muestras dentro del reactor, se hizo pasar una muestra de fenol con una concentración inicial de 50 ppm sin adherir las bacterias a este, para determinar si existía degradación manteniéndose el proceso por 8 h, durante las cuales se realizó el muestreo por cada hora. Las determinaciones demostraron que no existió degradación, como se observa en la tabla 3.1.

**Tabla 3.1** Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico (análisis de prueba).

<i>Tiempo t (h)</i>	<i>Abs.</i>	<i>Concentración (ppm)</i>
0	3.3511	50
1	3.3511	50
2	3.3511	50
3	3.3511	50
4	3.3511	50
5	3.3511	50
6	3.3511	50
7	3.3511	50
8	3.3511	50

#### 3.2 Muestras

Una vez corrida la muestra inicial, se descargo el reactor y se llevo a cabo la adhesión de las bacterias, primero se hizo circular una corriente de glucosa en los

discos para promover los nutrientes necesarios para la supervivencia de éstas, después con un aspersor y manteniendo el eje trabajando para asegurar la cubierta total de cada uno de los discos, se dejó reposar por 2 h, para permitir que éstas se adecuaran al medio y entonces poder llevar a cabo el proceso de degradación.

El inóculo obtenido a partir de una muestra de lodo proveniente del derrame de un pozo petrolero, se sembró en un medio de enriquecimiento líquido y después de 72 horas de incubación se guardó en el refrigerador por 30 días, debido a que en el arranque del reactor se notaron fallas en el equipo, por lo cual se hizo necesario realizar las reparaciones pertinentes, (fugas, aseguramiento de las bandas y poleas del motor, así como un lavado completo desde tanque, discos, tubería y contenedor de alimentación).

La solución microbiana se depositó sobre los discos, se adicionó la solución de glucosa y una hora después se corrió la solución problema, tomándose la primera muestra y el resto cada hora. Las determinaciones colorimétricas demostraron que la degradación fue muy escasa (tabla 3.2), por lo que se paró el reactor y nuevamente se lavo, con la finalidad de adicionar un cultivo fresco.

**Tabla 3.2** Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico ( $m_1$ ).

<i>Tiempo t (h)</i>	<i>Abs.</i>	<i>Concentración (ppm)</i>
0	3.3511	50
1	3.3511	50
2	3.3511	50
3	3.3511	50
4	3.3511	50
5	3.3502	48.5256
6	3.2863	47.5632
7	3.2458	46.9533
8	3.1614	45.6822

Se aisló un inóculo fresco del mismo lugar y a las 24 horas de incubación se suspendió en agua y se depositó nuevamente sobre los discos del reactor, se

reactivó el crecimiento bacteriano con una solución de glucosa y se dejó reposar a temperatura ambiente durante 2 horas.

Después del periodo de activación se corrió la solución a degradar (fenol a 50,60 y 70ppm), muestreándose desde el inicio y posteriormente cada hora, obteniéndose los resultados de la tabla 3.3, para la concentración de 50 ppm.

**Tabla 3.3** Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico ( $m_2$ ).

<i>Tiempo t (h)</i>	<i>Abs.</i>	<i>Concentración (ppm)</i>
0	3.3511	50
1	3.3509	48.5361
2	3.329	48.2063
3	3.0012	43.2695
4	2.9873	43.0602
5	2.7415	39.3584
6	2.3254	33.0918
7	1.7488	24.4081
8	1.0557	13.9698

No se continuó la degradación debido a que el proceso resultó eficiente y en la última determinación la concentración ya está por debajo de la norma NOM-CRP-001-ECOL1993 (ver anexo II). Al tomar la última muestra del día, el equipo se quedó operando durante toda la noche, para evitar la extinción de las bacterias y así continuar con análisis posteriores.

Claro está que cualquier detalle de funcionamiento, en el equipo o en el proceso, se debe de tomar en cuenta y estar monitoreando constantemente, pues al omitir estos puntos, se pueden tener consecuencias no muy favorables para los resultados que se deseen obtener.

Al siguiente día nuevamente se estimulo a las bacterias pero ahora se incrementó la concentración de la muestra a degradar de 50 a 60 ppm, manteniéndose la misma

metodología de evaluación de la degradación, los resultados se muestran en la tabla 3.4.

**Tabla 3.4** Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico ( $m_3$ ).

<i>Tiempo t (h)</i>	<i>Abs.</i>	<i>Concentración (ppm)</i>
0	4.0212	60
1	4.019	58.5978
2	3.902	56.8358
3	3.6027	52.32
4	3.2312	46.7334
5	2.9014	41.7665
6	2.4584	35.0948
7	1.9715	27.7620
8	1.3164	17.8960

Siguiendo el procedimiento anterior y con el reactor operando se descargo completamente, para correr una nueva muestra, de la cual ya no habría necesidad de hacer un nuevo cultivo, puesto que solo se aplicaría la activación de las bacterias pero ahora la concentración de la muestra a degradar fue de 70 ppm, obteniéndose los resultados de la tabla 3.5.

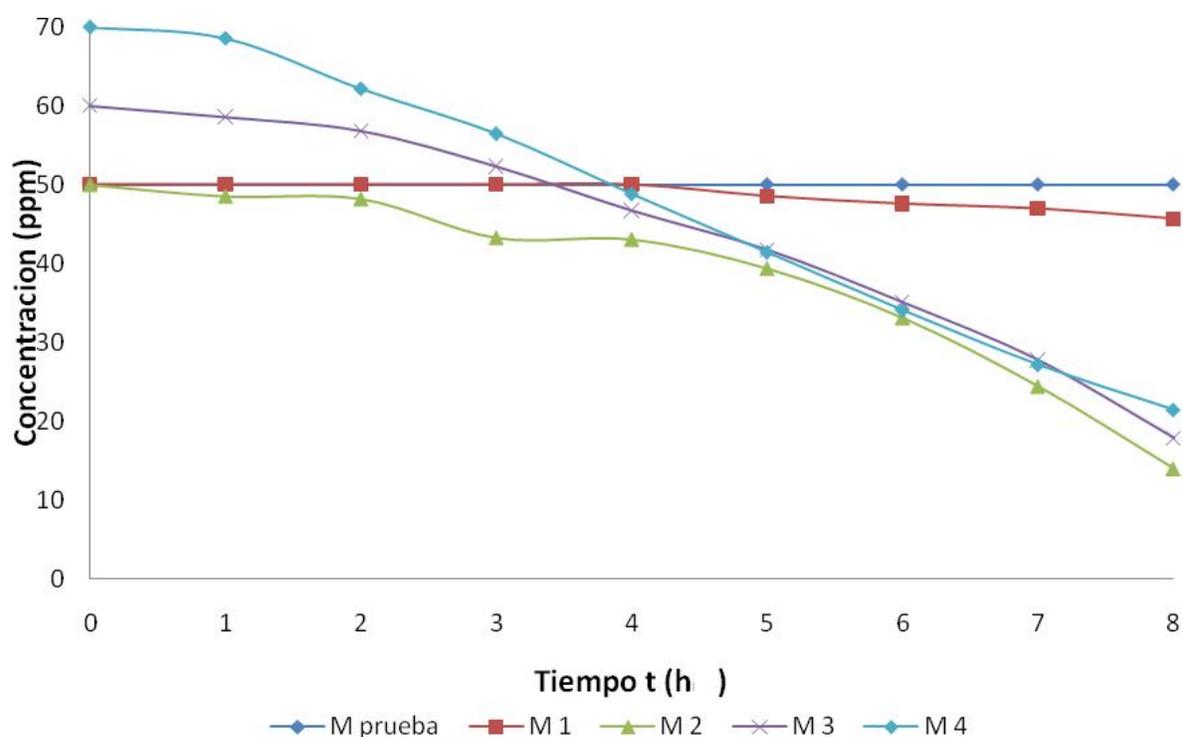
**Tabla 3.5** Datos obtenidos del análisis espectrofotométrico ( $m_4$ ).

<i>Tiempo t (h)</i>	<i>Abs.</i>	<i>Concentración (ppm)</i>
0	4.6914	70
1	4.6806	68.5617
2	4.2552	62.1551
3	3.876	56.4442
4	3.368	48.7936
5	2.8759	41.3825
6	2.3882	34.0376
7	1.928	27.1069
8	1.5472	21.3719

Nota: El volumen del muestreo en cada prueba fue constante igual a 100 mL.

Después de concluir con los análisis, se interpretaron los datos por medio de las tablas y de forma individual para cada muestreo, basándonos en la curva de calibración (ver anexo IV) para determinar concentraciones, y de esta forma graficar los datos.

En la figura 3.1 se muestra de manera grafica el comparativo de la degradación de las diferentes muestras, con lo cual se confirma que las bacterias autóctonas de suelos contaminados con hidrocarburos son eficientes degradadoras de compuestos xenobioticos como el fenol, una vez que estas se adecuan al nuevo medio en el que se encuentran.



**Figura 3.1** Comparativo de degradación del fenol.

Aunado a esto se observó que el reactor es eficiente siempre y cuando se mantenga en movimiento, ya que cuando permanece estático las bacterias que no están expuestas a la solución dejan de trabajar probablemente porque se enquistan. Durante el proceso el tiempo permanece constante, ya que aunque la concentración

de la muestra se incrementó la degradación se realiza eficientemente, siempre y cuando se activen las bacterias entre un proceso y otro.

Los resultados obtenidos en el periodo de análisis duro aproximadamente 46 días, debido a que desde un inicio, la metodología no estaba muy descrita por falta de experiencia en la operación del equipo y en cuanto al cuidado de las bacterias, así como el desarrollo de estas.

## CONCLUSIONES

El reactor fue evaluado a condiciones normales de temperatura y presión, trabajando de forma eficiente, teniendo algunos detalles de construcción, pero que al momento fueron solucionados.

El sistema de degradación biológica resulto positivo para el tratamiento de fenol, ya que durante el proceso, el reactor presentó una degradación adecuada.

Éste proceso (escala piloto) mostró que la depuración biológica de agentes tóxicos como es el caso del fenol, resulta factible, ya que además de reducir considerablemente los costos de operación, mantenimiento y energía, puede aplicarse a diversas aguas de tipo industrial.

Los microorganismos aerobios utilizados en la degradación del fenol resulta muy factible ya que se realizan en un medio al aire libre, a diferencia de los procesos anaerobios que requieren de un aislamiento muy estricto para eliminar el oxígeno del aire implicando elevados costos.

En cuanto a las necesidades del inóculo, fue necesario experimentar con este, ya que se debía de asegurar la supervivencia de las bacterias en el fenol.

Finalmente, una vez concluido el proceso, se deja abierta la investigación para proponer una cinética de degradación, analizar muestreos con concentraciones mayores a las realizadas, puesto que el sistema es rentable en un máximo de concentración hasta 500 ppm, y también observar que otro tipo de componentes de las aguas residuales se pueden degradar con éste sistema.

---

---

## NOMENCLATURA

$Q_0$	Caudal de alimentación. ( $m^3/h$ )
$S_0$	Velocidad de disminución del sustrato. (seg/mg enzima)
$S_e$	Velocidad de disminución del sustrato a la salida del reactor. (seg/mg enzima)
$\mu_A$	Velocidad de crecimiento específico de la biomasa en el disco. (m/día)
$\mu_S$	Velocidad de crecimiento específico de la biomasa en suspensión. (m/día)
ppm	Partes por millón.
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno. (mg/L)
N	Número de discos por etapa.
$V_A$	Volumen de biomasa activa en el disco. ( $m^3/día$ )
$V_S$	Volumen del líquido en el reactor. ( $m^3/día$ )
$K_d$	Término endógeno. (Una vez que haya una carencia de la materia orgánica, las bacterias mueren y son utilizadas como alimento por otras bacterias).
$X_A$	Biomasa activa por unidad de volumen de limo en el biodisco. (mg enzima/ $m^3$ )
$X_S$	Biomasa activa por unidad de volumen de limo en suspensión. (mg enzima/ $m^3$ )
P	Parámetro que sustituye a la (ec. 2.28)
DL <sub>50</sub>	Dosis letal para el 50% de la población estudiada
CL <sub>50</sub>	Concentración letal para el 50% de la población estudiada.
CE <sub>50</sub>	Concentración efectiva al 50% (con efecto sobre el 50% de la población afectada)

---

---

**BIBLIOGRAFIA**

- [1] APHA, AWWA, WPCE. 1989, Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. 17<sup>o</sup> ed. Madrid.
- [2] Hernan, E. Hilleboe, M. D.1995. Manual de Tratamiento de Aguas Negras, Ed. Limusa, México, D. F.
- [3] Arriaga Gaona M. de la Luz, 2003, Tesis de Maestría “Degradación de clorofenoles por Fotocatálisis con Oxido de Titanio” ITCM.
- [4] Morrison R. T. y Boyd, R. N. 1997. Química orgánica. Ed. Adisson-Wesley Ibero Americana, 5<sup>a</sup> edición.
- [5] Galli, C. 2002. Degradación por medios bacterianos de compuestos químicos tóxicos. Comisión Técnica Asesora en: Ambiente y desarrollo sostenible, Buenos Aires, Argentina.
- [6] Halden, R., Tepp, S., Halden, B. y Dwryer, D. 1999. Degradation of 3 phenoxybenzoic acid in soil by *Pseudomonas pseudoalcaligenes* and two Modified *Pseudomonas* Strains. *Applied and environmental microbiology*.
- [7] Lai, K., Scrimhaw, M. y Lester, J. 2002. Biotransformation and bioconcentration of steroid estrogens by *Chlorella vulgaris*. *Applied and environmental Microbiology*.
- [8] Miguel Rigola Lapeña, año 1990, Tratamiento de Aguas Industriales Ed. Alfaomega Grupo Editor.
- [9] Fuente citada de internet. [www.serbi.luz.edu.ve/scielo.php](http://www.serbi.luz.edu.ve/scielo.php)
- [10] Fuente citada de internet.  
[www.ambientum.com/revista/2008/mayo/DetergentesEcologicos](http://www.ambientum.com/revista/2008/mayo/DetergentesEcologicos).

- 
- 
- [11] Golovleva, L., Aharonson, R., Greenhalg, N., Sethunathan, N. y Vonk, W. 1990. The rol and limitations of microorganism in the conversión of xenobiotics.
- [12] Vásquez, M. y Reyes, W.2002. Degradación de Aroclor 1242 por Pseudomas sp. Biblioteca Nacional del Perú, Perú.
- [13] Rippen et al. 1989, Fenol, citada de internet. <http://www.ces.iisc.ernet.in/energy>
- [14] R. S. Ramalho, año 1993, Tratamiento de Aguas Residuales, Ed. Reverte, 1<sup>a</sup> Edición.
- [15] Robert H. Perry, Down W. Green, año 2003, Manual del Ingeniero Químico Volumen IV, Ed. Mc Graw Hill, 7<sup>a</sup> Edición.
- [16] John C. Kotz, Paul M Treichel, año 2003, Química y Reactividad Química, Ed. Thompson, 5<sup>a</sup> Edición.
- [17] Ron Crites, George Tchobanoglous, año 2000, Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones, Editorial Mc Graw Hill.
- [18] Benson S. W., Cálculos Químicos. Editorial Limusa. México. 2002.
- [19] Norma Mexicana NMX-AA-050-SCFI-2001 análisis de agua - determinación de fenoles totales en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas
- [20] Norma Oficial Mexicana NOM-CRP-001-ECOL1993, que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- [21] Castro Sánchez César Armando 2007, Tesis de Licenciatura “Degradación de Fenol en Presencia de Luz UV Y TiO<sub>2</sub>” Universidad Veracruzana.

- [22] GRIFFY, P.; FRINDLAY, G. Año 2000. Process and engineering improvements to rotating biological contactor design.
- [23] SPENGEL, D.; DZOMBAK, D. (1991). Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors: Bench-scale experiments.
- [24] Fuente citada de internet  
<http://ces.iisc.ernet.in/energy/HC270799/HDL/ENV/envsp/Vol326.htm>
- [25] Fuente citada de internet.
- DFG - DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (Editor) (1982): "Schadstoffe im Wasser. Metalle - Phenole - algenbrtige Schadstoffe" (Contaminantes en el agua. Metales - Fenoles - Contaminantes que favorecen la proliferacin algal). 4 Tomos. Bonn. (Boletn oficial de la Comisin para Estudios Hdricos) N4.
- [25] Fuente citada de internet.  
<http://personal.us.es/jvinar/Tema%2022Bt%200708.pdf>
- [26] Fuente citada de internet.  
[http://itzamna.bnct.ipn.mx:8080/dspace/bitstream/123456789/1010/1/601\\_2005\\_ESIESI\\_MAESTRIA\\_baena\\_lopez\\_nellymariana.pdf](http://itzamna.bnct.ipn.mx:8080/dspace/bitstream/123456789/1010/1/601_2005_ESIESI_MAESTRIA_baena_lopez_nellymariana.pdf)
- [27] Michael A. Winkler, año 1998, Tratamientos Biológicos De Aguas de Desecho, Ed. Limusa.

**ANEXO I**

**NORMA OFICIAL MEXICANA; NOM-CRP-001-ECOL/93**, que establece las características de los por su toxicidad al ambiente.

Al margen un sello con el Escudo residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Desarrollo Social.

SERGIO REYES LUJAN, Presidente del Instituto Nacional de Ecología, con fundamento en los artículos 32 fracción XXV de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 5o. fracciones VIII y XIX, 8o. Fracciones II y VII, 36, 37, 43, 150, 160 y 171 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 4o. fracción I, 5o. y 6o. del Reglamento de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Residuos Peligrosos; 38 fracción II, 40 fracciones X y XVII, 41, 43, 46, 47, 52, 62, 63 y 64 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización; Primero y Segundo del Acuerdo por el que se delega en el Subsecretario de Vivienda y Bienes Inmuebles y en el Presidente del Instituto Nacional de Ecología, la facultad de expedir las normas oficiales mexicanas en materia de vivienda y ecología, respectivamente, y

**CONSIDERANDO**

Que los residuos peligrosos en cualquier estado físico por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables, venenosas, biológico infecciosas representan un peligro para el equilibrio ecológico, por lo que es necesario definir cuales son esos residuos identificándolos y ordenándolos por giro industrial y por proceso, los generados por fuente no específica, así como los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

Que habiéndose cumplido el procedimiento establecido en la Ley Federal sobre Metrología y Normalización para la elaboración de proyectos de normas oficiales mexicanas, el C. Presidente del Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental ordenó la publicación del proyecto de norma oficial mexicana NOM-PA-CRP-001/93, que establece las características de los residuos

peligrosos y el listado de los mismos, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 2 de julio de 1993, con el objeto de que los interesados presentaran sus comentarios al citado Comité Consultivo.

Que la Comisión Nacional de Normalización determinó en sesión de fecha 1o. de julio de 1993, la sustitución de la clave NOM-PA-CRP-001/93, con que fue publicado el proyecto de la presente norma oficial mexicana, por la clave NOM-CRP-001-ECOL/1993, que en lo subsecuente la identificará.

Que durante el plazo de noventa días naturales contados a partir de la fecha de la publicación de dicho proyecto de norma oficial mexicana, los análisis a que se refiere el artículo 45 del citado ordenamiento jurídico, estuvieron a disposición del público para su consulta.

Que dentro del mismo plazo, los interesados presentaron sus comentarios al proyecto de norma, los cuales fueron analizados en el citado Comité Consultivo Nacional de Normalización, realizándose las modificaciones procedentes. La Secretaría de Desarrollo Social, por conducto del Instituto Nacional de Ecología, publicó las respuestas a los comentarios recibidos en la Gaceta Ecológica, Volumen V, número especial de octubre de 1993.

Que previa aprobación del Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, en sesión de fecha 5 de octubre de 1993, he tenido a bien expedir la siguiente

**NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-CRP-001-ECOL/1993, QUE ESTABLECE LAS CARACTERISTICAS DE LOS RESIDUOS PELIGROSOS, EL LISTADO DE LOS MISMOS Y LOS LIMITES QUE HACEN A UN RESIDUO PELIGROSO POR SU TOXICIDAD AL AMBIENTE.**

**Tabla I-i)** Niveles máximos permisibles en las aguas de desecho industrial.

<b>No. DE INE CONSTITUYENTE ORGANICO VOLATIL</b>	
<b>COMPONENTE</b>	<b>CONC. PERMITIDA (mg/l)</b>
C.V.01 BENCENO	0.5
C.V.02 ETER BIS (2-CLORO ETILICO)	0.05
C.V.03 CLOROBENCENO	100
C.V.04 CLOROFORMO	6
C.V.05 CLORURO DE METILENO	8.6
C.V.06 CLORURO DE VINILO	0.2
C.V.07 1,2-DICLOROBENCENO	4.3
C.V.08 1,4-DICLOROBENCENO	7.5
C.V.09 1,2-DICLOROETANO	0.5
C.V.010 1,1-DICLOROETILENO	0.7
C.V.011 DISULFURO DE CARBONO	14.4
C.V.012 FENOL	14.4
C.V.013 HEXACLOROBENCENO	0.13
C.V.014 HEXACLORO-1,3-BUTADIENO	0.5
C.V.015 ISOBUTANOL	36
C.V.016 ETILMETILCETONA	200
C.V.017 PIRIDINA	5
C.V.018 1,1,1,2-TETRACLOROETANO	10
C.V.019 1,1,2,2-TETRACLOROETANO	1.3
C.V.020 TETRACLORURO DE CARBONO	0.5
C.V.021 TETRACLOROETILENO	0.7
C.V.022 TOLUENO	14.4
C.V.023 1,1,1-TRICLOROETANO	30
C.V.024 1,1,2-TRICLOROETANO	1.2
C.V.025 TRICLOROETILENO	0.5

## ANEXO II

NMX-AA-050-SCFI-2001

CDU: 62.001.4:543.3:547.56  
CANCELA A LAS  
NMX-AA-050-1981SECRETARÍA DE  
ECONOMÍA**ANÁLISIS DE AGUA - DETERMINACIÓN DE FENOLES TOTALES  
EN AGUAS NATURALES, POTABLES, RESIDUALES Y  
RESIDUALES TRATADAS - MÉTODO DE PRUEBA (CANCELA A  
LA NMX-AA-050-1981)****INTRODUCCIÓN**

Los fenoles, definidos como hidroxiderivados del benceno y sus núcleos condensados, pueden estar presentes en las aguas residuales domésticas e industriales (desinfectantes, fungicidas, germicidas y conservadores), en las aguas naturales y en los suministros de agua potable. La cloración de tales aguas pueden producir clorofenoles olorosos, que producen mal sabor y que son carcinogénicos. Los procesos de eliminación de los fenoles en el tratamiento del agua incluyen la supercloración, tratamiento con dióxido de cloro o cloramina, la ozonización y adsorción con carbón activado. Para poder realizar de manera adecuada esta eliminación, el prevenir problemas y daños a los ecosistemas, así como de evitar los riesgos a la salud humana es muy importante el conocer cuantitativamente la presencia de éstos.

Disolución patrón de fenol (1g/L). Pesar aproximadamente y con precisión 1,00 g de fenol y diluir con agua a 1 L. Esta disolución es tóxica, manipular con extremo cuidado. Pesar el fenol en un pesafiltro como sigue: pesar el pesafiltro con tapa en la balanza analítica sacar con cuidado el pesafiltro abrir y depositar la cantidad de fenol necesaria para lograr el peso deseado, tapar de nuevo el pesafiltro y pesar de nuevo.

Disolución de amoniaco 0,5 N. Diluir 35 mL de amoniaco concentrado en 1 L de agua.

Disolución de 4-aminoantipirina (2% P/V). Pesar aproximadamente y con precisión 2,0 g de 4-aminoantipirina y disolver en 100 mL de agua. Preparar diariamente.

Disolución de ferricianuro de potasio (8 % P/V). Pesar aproximadamente y con precisión 8,0 g de ferricianuro de potasio y disolver en 100 mL de agua. Filtrar si es necesario. Almacenar en un frasco de vidrio ámbar. Preparar cada semana.

Método directo espectrofotométrico

Preparar un blanco de agua de 100 mL también y una serie de estándares de fenol de 100 mL que contengan 0, 100, 200, 300, 400 y 500 µg de fenol.

Tratar las muestras, blanco y estándares como sigue: Añadir 2,5 mL de la disolución de amoniaco 0,5N. Adicionar 1,0 mL de la disolución de 4-aminoantipirina, mezclar bien y añadir 1,0 mL de la disolución de ferricianuro de potasio y mezclar.

Después de 15 min transferir a la celda y leer la absorbancia de las muestras, estándares y blanco a 510 nm, y realizar la curva de calibración.

Hacer una gráfica con los valores de la curva de calibración.

Calcular la concentración de la muestra por medio de la ecuación obtenida de la curva de calibración y que es representada por la siguiente ecuación:

$$Y = mX + b$$

donde:

m es la pendiente;

b es la ordenada al origen;

Y es la absorbancia, y

X son los µg fenol.

## **ANEXO III**

### **a) Técnica de espectrofotometría.**

Las conclusiones cualitativas a las que hemos llegado respecto a la absorción luminosa se determinan de manera más precisa en el laboratorio mediante el instrumento llamado espectrofotómetro.

El análisis comienza cuando la luz blanca de un filamento incandescente se hace pasar primero a través de un prisma o rejilla de difracción, dispositivos que dividen a la luz en sus distintas frecuencias, el instrumento selecciona una frecuencia específica para hacerla pasar a través de la solución del compuesto que se va a estudiar, tras atravesar por la solución, la intensidad de la luz es medida por un detector. Si la luz de determinada frecuencia no es absorbida, su intensidad no cambia al emerger de la muestra. Si hay absorción luminosa, la luz que emerge de la muestra tiene intensidad más baja.

Para realizar las pruebas se requiere conocer, así como el contenido de fenol en la muestra, tanto como la técnica y funcionalidad del espectrofotómetro (Cary 50 UV-Vis) para un uso adecuado y así obtener resultados poco erróneos, definitivamente basándonos en la norma NMX-AA-050-SCFI-2001 en la cual establece la determinación de fenoles totales en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba.

### **Ancho de la banda espectral**

El ancho de banda espectral en un espectrofotómetro describe la pureza espectral de la luz que pasa a través de la muestra. En la práctica no es posible hacer pasar una sola longitud de onda. Asumiendo una distribución triangular de la energía que pasa por la muestra, el ancho de banda espectral es el rango de longitud de onda correspondiente a la mitad de la altura del pico. Con tal distribución triangular de la luz, el ancho de banda espectral también corresponde a tres cuartas partes de la energía que pasa a través de la muestra.

A medida que el ancho de la banda decrece en un instrumento, tres características son notables en una determinación química.

Primero el número y agudeza de los picos (resolución) en el espectro de la sustancia química aumenta.

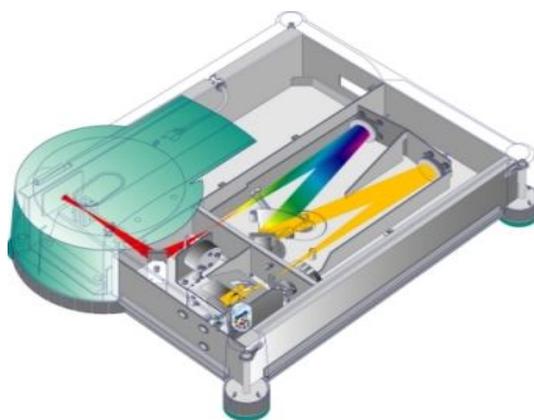
Segundo, a medida que la resolución mejora, la longitud de onda de máxima de absorbancia puede desplazarse a medida que la integración de picos laterales disminuye.

Tercero, la absorptividad de la especie química aumenta; acercándose al valor máximo a un ancho de banda suficientemente angosto.

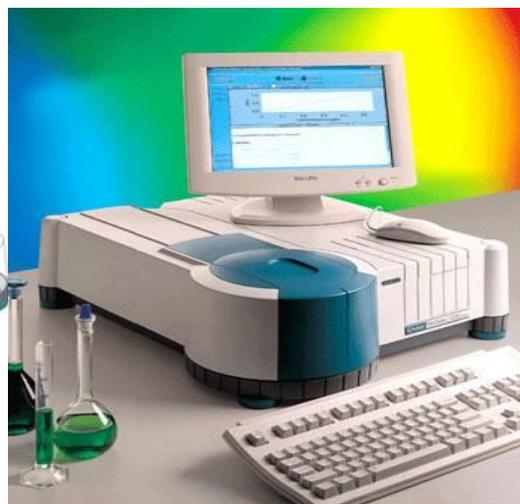
En la práctica, este aumento en absorptividad de una especie química a menor ancho de banda es responsable del aumento de sensibilidad (pendiente) de la curva estándar. Y se toma en cuenta que el ancho de la banda espectral depende de la sustancia química con la que se trabaje y a su vez si la solución está libre de partículas sólidas es posible determinar con mayor exactitud la longitud de onda analítica de la absorbancia (el pico más visible en la grafica).

### Instrucciones básicas para el uso del espectrofotómetro Cary 50 UV-Vis.

a)



b)



**Figura III-i a)** Apariencia del espectrofotómetro Cary 50 Uv-Vis.

**b)** Estructura interna del espectrofotómetro Cary 50 Uv-Vis.

Instrumento de recopilación de datos y el programa de instalación:

1. En el equipo de escritorio, abra la carpeta "Cary WinUV".
2. Cary WinUV en la carpeta, abra el icono del programa "Análisis" - esto abre el programa necesarios para ejecutar el instrumento.

3. Una vez que se abre el programa, haga clic en "Setup" en la parte superior izquierda de la pantalla. En la ventana de configuración:

a. En el icono "Cary":

Seleccionar un rango de longitud de onda para análisis mediante la introducción de las longitudes de onda en "X – modo"

- Para realizar las mediciones de absorbancia, seleccione absorbancia en "S-mode"
- Seleccione "doble haz".
- Elija una velocidad de exploración. "Encuesta" se utiliza para obtener una sensación general de que una muestra absorbe fuertemente.

b. En la "Base" ficha:

- Seleccione "corrección de referencia".

c. En el "Informe" ficha:

- En "Opciones", asegúrese de que sólo el "Gráfico" se selecciona.
- Usted puede elegir la etiqueta picos en esta pantalla. También puede ser añadida más tarde.

Salga de la ventana de configuración.

4. Haga clic en la "línea de base" para reunir una base de referencia del espectro.

a. Calibrar espectro con un blanco adecuado. Haz clic en "Aceptar" para iniciar la exploración.

5. Retire el blanco del portamuestras cuando la absorbancia sea igual a 0 y en su lugar ponga su muestra a determinar en el portamuestras.

Análisis de la muestra.

Hacer clic en el botón "Inicio" en la parte superior de la pantalla. Le arrojará la información en la parte inferior de la pantalla.

a. Se le pedirá que guarde el archivo en el disco. Usted puede colocar el archivo en la "Chem. 322" la carpeta en el escritorio. Pulse Aceptar para guardar el archivo.

b. Dar a la muestra un nombre de identificación único.

6. Su lectura se mostrará en la pantalla. Cada una de las muestras que escanee en el presente período de sesiones no se guarda con el mismo nombre de archivo, sino que tienen una forma diferente de identificación de nombre.

## ANEXO IV

Tabla IV-i). Datos de curva de calibración del fenol.

Concentración (ppm)	Absorbancia
0	0
10	0.7021
20	1.6064
30	2.1114
40	2.899
50	3.3511
60	4.0212
70	4.6914
80	5.5026
90	5.9911
100	6.7027

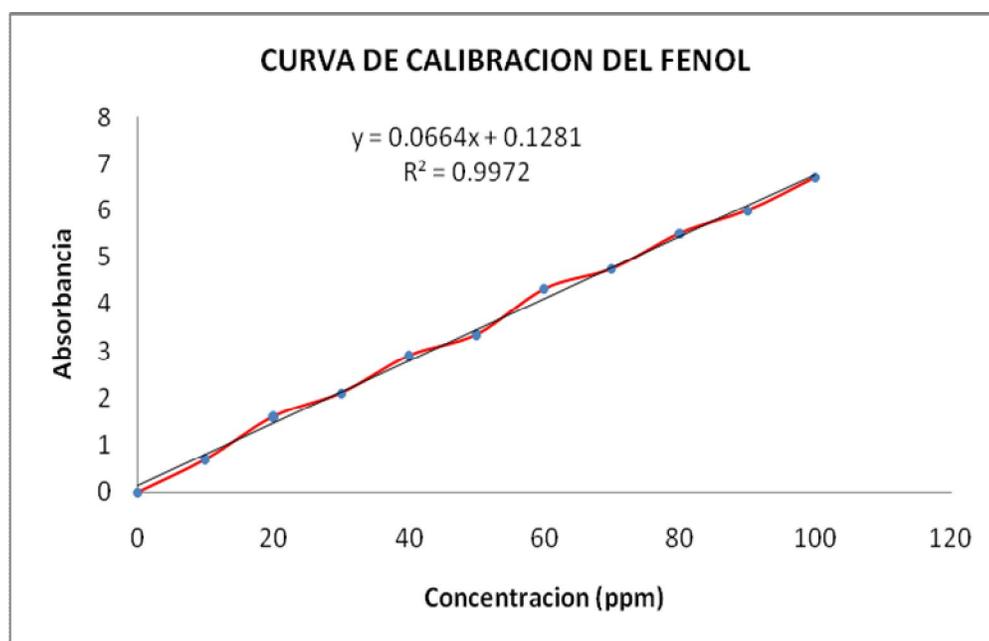


Figura IV-i) Curva de calibración del fenol.