



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES  
CUAUTITLÁN**

**“EVALUACIÓN DEL USO DE UN SISTEMA SBR EN EL  
TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE UNO DE LOS AFLUENTES  
CONTAMINADOS DEL LAGO DE GUADALUPE”**

T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:  
INGENIERO QUÍMICO  
P R E S E N T A N :

**MARCO ANTONIO RÉGULO MONTES  
JULIO CÉSAR MORALES MEJÍA**

ASESORA: IQ. MARGARITA ALONSO ESPINOSA



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLAN**  
**UNIDAD DE LA ADMINISTRACION ESCOLAR**  
**DEPARTAMENTO DE EXAMENES PROFESIONALES**

ASUNTO: VOTOS APROBATORIOS

**DR. JUAN ANTONIO MONTARAZ CRESPO**  
 DIRECTOR DE LA FES CUAUTITLAN  
 P R E S E N T E

ATN: Q. Ma. del Carmen García Mijares  
 Jefe del Departamento de Exámenes  
 Profesionales de la FES Cuautitlán

Con base en el art. 28 del Reglamento General de Exámenes, nos permitimos comunicar a usted que revisamos la TESIS:

Evaluación del uso de un sistema SBR en el tratamiento biológico  
de uno de los afluentes contaminados del Lago de Guadalupe.

que presenta el pasante: Julio César Morales Mejía  
 con número de cuenta: 9601844-0 para obtener el título de :  
Ingeniero Químico

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el EXAMEN PROFESIONAL correspondiente, otorgamos nuestro VOTO APROBATORIO.

**A T E N T A M E N T E**  
**"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"**

Cuautitlán Izcalli, Méx. a 20 de Febrero de 2004

- |                  |   |  |
|------------------|---|--|
| PRESIDENTE       | <u>IQ. Graciela Delgadillo García</u>         |  |
| VOCAL            | <u>MQ. Ricardo Ferramont Hernández García</u> |  |
| SECRETARIO       | <u>IQ. Margarita Alonso Espinosa</u>          |  |
| PRIMER SUPLENTE  | <u>MQ. Ofelia Vega Vázquez</u>                |  |
| SEGUNDO SUPLENTE | <u>IQ. Gilberto Atilano Amaya Ventura</u>     |  |



**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES CUAUTITLAN**  
**UNIDAD DE LA ADMINISTRACION ESCOLAR**  
**DEPARTAMENTO DE EXAMENES PROFESIONALES**

ASUNTO: VOTOS APROBATORIOS



**DR. JUAN ANTONIO MONTARAZ CRESPO**  
 DIRECTOR DE LA FES CUAUTITLAN  
 P R E S E N T E

ATN: Q. Ma. del Carmen García Mijares  
 Jefe del Departamento de Exámenes  
 Profesionales de la FES Cuautitlán

Con base en el art. 28 del Reglamento General de Exámenes, nos permitimos comunicar a usted que revisamos la TESIS:

Evaluación del uso de un sistema SBR en el tratamiento biológico de uno de los afluentes contaminados del Lago de Guadalupe.

que presenta el pasante: Marco Antonio Régulo Montes  
 con número de cuenta: 9603734-6 para obtener el título de :  
Ingeniero Químico

Considerando que dicho trabajo reúne los requisitos necesarios para ser discutido en el EXAMEN PROFESIONAL correspondiente, otorgamos nuestro VOTO APROBATORIO.

**A T E N T A M E N T E**  
**"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"**

Cuautitlán Izcalli, Méx. a 20 de Febrero de 2004

|                  |  |  |
|------------------|--|--|
| PRESIDENTE       | <u>IQ. Graciela Delgadillo García</u>        |  |
| VOCAL            | <u>MC. Ricardo Paramont Hernández García</u> |  |
| SECRETARIO       | <u>IQ. Margarita Alonso Espinosa</u>         |  |
| PRIMER SUPLENTE  | <u>MC. Ofelia Vega Vázquez</u>               |  |
| SEGUNDO SUPLENTE | <u>IQ. Gilberto Atilano Amaya Ventura</u>    |  |



## **Gracias...**

Dios, porque siempre has estado a mi lado y me has permitido superar las adversidades que se han cruzado a lo largo de mi vida, y que, al darme triunfos, alegría, amor, pena, y tantas otras cosas enriquecedoras, me has ido forjando como el hombre que soy. Gracias, además, por permitirme finalizar exitosamente esta etapa tan importante de mi vida personal y académica.

Isabel y Heriberto, que siempre han estado conmigo, aconsejándome y alentándome a salir adelante y afrontar la vida como es, con todas esas cosas buenas y malas que tiene; por mostrarme que el trabajo continuo brinda buenos frutos, por hacerme ver que la vida te da muchas cosas buenas si procuras cosas como honradez, lealtad, responsabilidad, amor, humildad de espíritu, calidad y alegría durante ella. Este trabajo lo dedico a ustedes y a mi hermano.

Luis Ángel, por dar tanta alegría a mi vida, acompañarme en muchos buenos y malos momentos y ser, además de un excelente hermano, un gran amigo. Sé que eres una persona brillante, y espero que tus pasos sean firmes y te lleven por el camino del éxito. Gracias también por tus recomendaciones en la redacción del presente trabajo.

Marco, porque tu amistad y tu compañía han resultado fructíferas en mi vida, y porque trabajaste conmigo en la realización de este trabajo. El ver como has superado la adversidad para terminar esta etapa de tu vida académica y personal, me ha enseñado a valorar muchas cosas, mostrándome que el esfuerzo y la dedicación te pueden dar frutos muy loables.

IQ. Margarita Alonso, por su guía y consejo para la realización de este trabajo, con esa gran calidad humana que la caracteriza.

Amigos (as), pues su amistad y compañía han enriquecido enormemente mi vida en diferentes formas y momentos, haciéndola, además, más grata e interesante.

UNAM, que me has acogido desde hace más de 5 años y me has forjado como el ingeniero que soy ahora.

Fundación UNAM y a Fundación TELMEX, pues su gran apoyo me ayudó muchísimo a realizar mis estudios dentro de la Universidad. Además, gracias por haberme dado la oportunidad de asistir a las dos primeras ediciones del evento México Siglo XXI, experiencias que me enriquecieron y motivaron mucho.

**Julio César**

## **Agradezco**

A mis padres: Isabel y Federico, por haberme enseñado el buen camino de la vida para ser una persona de bien, sobre todo a luchar por lo que uno se propone; pero en especial a mi mamá, que tiene un gran corazón que comparte con todos sus hijos, pues al ver la lucha que hacía para no dejar caer a estos, me motivo a seguir adelante, enfrentar los buenos y malos momentos por los que juntos pasamos. Gracias a tu esfuerzo logre uno de mis más anhelados objetivos.

A mis hermanos: Santiago y Maurino, por su apoyo y confianza durante este largo tiempo; espero que todo siga igual como hasta ahora, y que la gran amistad que nos une perdure para toda la vida.

A amigos con los que pase momentos gratos de mi vida y la gran amistad de mi mejor amigo, Julio César; sigue haciendo las cosas como hasta ahora y lograras lo que te propones, pues eres una persona muy capaz. Las oportunidades que tengas aprovéchalas, ya que son la clave para tener una vida exitosa.

A nuestra asesora de tesis, I.Q. Margarita Alonso, ya que el tiempo y conocimiento que nos brindó ayudó a realizar mejor este trabajo.

A mi gran escuela, la UNAM, que es un orgullo ser hijo de esta; la que me ha alimentado de sabiduría para enfrentar los problemas de la vida.

Y a todas aquellas personas que creyeron y me alentaron a seguir luchando por el bienestar de todos mis seres queridos.

Les prometo no defraudarlos.

**Marco Antonio.**

## ÍNDICE

|  |           |
|--|-----------|
| <b>Introducción</b>  | <b>4</b>  |
| <b>Objetivos</b>   | <b>6</b>  |
| <b>Marco teórico</b>   | <b>7</b>  |
| <b>Capítulo primero: El Lago de Guadalupe y su situación en México</b>                         | <b>7</b>  |
| <b>Capítulo segundo: El agua</b>   | <b>11</b> |
| <b>2.1 Características del agua</b>  | <b>11</b> |
| <b>2.2 El ciclo hidrológico</b>  | <b>14</b> |
| <b>2.3 Reparto e importancia del agua</b>  | <b>17</b> |
| <b>Capítulo tercero: Contaminación en las aguas</b>  | <b>23</b> |
| <b>3.1 Contaminantes de las aguas</b>  | <b>23</b> |
| 3.1.1 Patógenos  | 24        |
| 3.1.2 Residuos demandantes de oxígeno  | 25        |
| 3.1.3 Nutrientes   | 26        |
| 3.1.4 Sales  | 26        |
| 3.1.5 Metales pesados  | 26        |
| 3.1.5.1 Destino de los metales en las aguas  | 28        |
| 3.1.6 Pesticidas   | 28        |
| 3.1.6.1 Insecticidas   | 29        |
| 3.1.6.2 Herbicidas   | 31        |
| 3.1.7 Compuestos orgánicos volátiles (VOCs)  | 33        |
| 3.1.8 Hidrocarburos aromáticos polinucleares (o policíclicos, PAHs)                            | 33        |
| 3.1.9 Contaminación térmica  | 34        |
| <b>3.2 Efecto de los contaminantes químicos sobre los sistemas acuáticos que los contienen</b> | <b>34</b> |
| 3.2.1 Envenenamiento   | 34        |
| 3.2.2 Nutrientes y eutricación   | 35        |
| <b>3.3 Contaminación de las aguas en México</b>  | <b>38</b> |
| <b>Capítulo cuarto: Operaciones y procesos de tratamiento de aguas</b>                         | <b>41</b> |
| <b>4.1 Métodos de tratamiento</b>  | <b>41</b> |
| <b>4.2 Tratamiento primario</b>  | <b>42</b> |
| 4.2.1 Cribado  | 43        |
| 4.2.2 Sedimentación  | 43        |
| <b>4.3 Tratamiento secundario</b>  | <b>44</b> |
| 4.3.1 Procesos biológicos aerobios   | 44        |
| 4.3.1.1 Lodos activados  | 44        |
| 4.3.1.1.1 Operación convencional   | 45        |

|   |            |
|---|------------|
| 4.3.1.1.2 Aeración por pasos  | 46         |
| 4.3.1.1.3 Aeración prolongada   | 46         |
| 4.3.1.1.4 Zanjas de oxidación   | 47         |
| 4.3.1.1.5 Estabilización por contacto   | 48         |
| 4.3.1.1.6 Lodos activados con oxígeno puro  | 48         |
| 4.3.1.1.7 Microbiología en los sistemas de lodos activados                                      | 49         |
| 4.3.1.1.8 Cinética de crecimiento biológico   | 51         |
| 4.3.1.1.9 Problemas operacionales frecuentes  | 54         |
| 4.3.1.1.9.1 Bulking (esponjamiento o abultamiento)  | 54         |
| 4.3.1.1.9.2 Rompimiento de los flóculos   | 55         |
| 4.3.1.1.9.3 Flóculos “punta de alfiler” (pin-point flocs)                                       | 55         |
| 4.3.1.1.9.4 Ascenso de lodos  | 56         |
| 4.3.1.1.9.5 Formación de espumas pesadas  | 56         |
| 4.3.1.1.9.6 “Hongos de drenaje”   | 56         |
| 4.3.1.2 Filtros percoladores  | 56         |
| 4.3.1.3 Laguna de oxidación   | 58         |
| 4.3.1.4 Biodiscos o contactores biológicos rotativos (CBR)                                      | 59         |
| 4.3.1.5 Lecho fluidizado  | 60         |
| 4.3.2 Procesos biológicos anaerobios  | 60         |
| 4.3.2.1 Digestores convencionales   | 61         |
| <b>4.4 Tratamiento terciario</b>  | <b>62</b>  |
| <b>4.5 Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales más utilizadas en México</b>      | <b>62</b>  |
| <br>  |            |
| <b>Capítulo quinto: Sistemas de reactores secuenciales por lotes en el tratamiento de aguas</b> | <b>64</b>  |
| <br>  |            |
| <b>5.1 El sistema SBR</b>   | <b>64</b>  |
| 5.1.1 Descripción del sistema   | 65         |
| 5.1.2 Estrategias de control  | 69         |
| 5.1.3 Efecto del llenado en el desempeño de los sistemas SBR                                    | 71         |
| 5.1.4 Cinética y parámetros de diseño de un reactor secuencial por lotes                        | 74         |
| <b>5.2 Eliminación de nitrógeno</b>   | <b>86</b>  |
| <b>5.3 Eliminación de fósforo</b>   | <b>89</b>  |
| <b>5.4 Aplicabilidad</b>  | <b>93</b>  |
| <b>5.5 Ventajas y desventajas</b>   | <b>94</b>  |
| <br>  |            |
| <b>Marco experimental</b>   | <b>95</b>  |
| <br>  |            |
| <b>Capítulo sexto: Desarrollo experimental</b>  | <b>95</b>  |
| <br>  |            |
| <b>6.1 Muestreo</b>   | <b>95</b>  |
| <b>6.2 Descripción del sistema</b>  | <b>97</b>  |
| <b>6.3 Operación del sistema</b>  | <b>98</b>  |
| <b>6.4 Metodología: Consideraciones y desarrollo</b>  | <b>100</b> |
| 6.4.1 Demanda química de oxígeno (DQO)  | 100        |
| 6.4.2 Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días (DBO <sub>5</sub> )                               | 100        |
| 6.4.3 Oxígeno disuelto (OD)   | 101        |

|                                       |            |
|---------------------------------------|------------|
| 6.4.4 Alcalinidad                     | 101        |
| 6.4.5 Dureza                          | 102        |
| 6.4.6 Cloruros                        | 103        |
| 6.4.7 Sílice                          | 103        |
| 6.4.8 Sólidos                         | 104        |
| 6.4.9 Lodos                           | 105        |
| 6.4.10 Nitrógeno amoniacal            | 106        |
| 6.4.11 Fosfatos                       | 107        |
| <b>6.5 Resultados</b>                 | <b>109</b> |
| 6.5.1 DQO, DBO5 y OD                  | 110        |
| 6.5.2 Alcalinidad                     | 111        |
| 6.5.3 Dureza                          | 112        |
| 6.5.4 Cloruros                        | 113        |
| 6.5.5 Sílice                          | 113        |
| 6.5.6 Sólidos                         | 114        |
| 6.5.7 Lodos                           | 115        |
| 6.5.8 Nitrógeno amoniacal             | 116        |
| 6.5.9 Fosfatos                        | 117        |
| <b>6.6 Análisis de resultados</b>     | <b>118</b> |
| <b>Conclusiones y recomendaciones</b> | <b>152</b> |
| <b>Anexos</b>                         | <b>154</b> |
| <b>Terminología</b>                   | <b>162</b> |
| <b>Bibliografía y otras fuentes</b>   | <b>166</b> |

## Introducción

Desde que la Tierra se constituyó y se formaron los primeros océanos, la cantidad de agua existente sobre ella se ha mantenido casi constante, aunque con el paso de millones de años se ha repartido en diferentes formas y lugares, como lo son ríos, mares, lagos, capas de hielo polar, etcétera. El agua, que de manera general se denomina como hidrosfera, ocupa más del 70 % de la superficie de la Tierra, aunque también es parte importante de la atmósfera y del medio ambiente terrestre. Sin embargo, sólo cerca del 3 % del agua del mundo es utilizable, pues el resto contiene una alta cantidad de sales y sustancias diversas.

A pesar de que el ser humano ha poblado la Tierra por un tiempo mucho menor al que el planeta ha existido, y aun más, siendo este tiempo breve respecto al que la vida ha existido, su presencia ha dejado huella en el medio ambiente de una manera sin igual entre los seres vivos: ha cambiado su entorno para hacerlo habitable y cómodo, construyendo ciudades, presas, medios de transporte y una elevada cantidad de objetos para su uso en la vida cotidiana (la cual cada vez requiere un mayor consumo de recursos materiales y energéticos, impulsado por los estilos de vida que se van desarrollando en las naciones) Esto ha originado una gran cantidad de desechos de muy diversas categorías, muchos de los cuales son miscibles con el agua, o fácilmente arrastrados por ella, contaminándola en diferentes magnitudes y formas. Esto hace que el panorama no sea muy tranquilizante al contabilizar las reservas de buena calidad y disponibilidad de este recurso, y se vuelve peor al ver que año con año se le degrada a consecuencia de muchas de las actividades humanas.

Por desgracia, en muy pocos sitios en el mundo ha habido una cultura de respeto y cuidado de los recursos hidrológicos disponibles, y, por el contrario, se han explotado de manera excesiva y se han usado muchas corrientes de agua superficiales como vía de recolección de desechos domésticos e industriales, reduciendo la cantidad de agua de buena calidad disponible y afectando a muy diversos ecosistemas de manera negativa. Además, se han contaminado muchos cuerpos de agua subterránea por infiltraciones de muy variados contaminantes.

Esto está llevando al ser humano a la creciente necesidad de cuidar y rescatar las fuentes de recursos hidrológicos existentes, mediante el desarrollo y la implementación de diversos procesos de tratamiento de aguas contaminadas, cuyos principios son de lo más variados.

En este trabajo de tesis se presenta una propuesta para recuperar la calidad del agua de un cuerpo artificial ubicado en el municipio de Cuautitlán Izcalli, Estado de México, llamado Lago de Guadalupe, en el cual se practican actividades deportivas y de recreación, y cuyas aguas se usan también para riego de productos agrícolas. El sistema propuesto para el tratamiento de estas aguas es un reactor secuencial por lotes o SBR (sequencing batch reactor)

Se considera necesario el tratar el agua de los afluentes habitacionales de este cuerpo receptor debido a que, de la misma forma que le ocurre a un lago natural, el proceso de eutricación se ve enormemente acelerado debido a la alta cantidad de nutrientes que llevan las aguas. Cuando un cuerpo de agua se eutricifica, su calidad cae notablemente: las

aguas se vuelven turbias, muchos organismos acuáticos mueren debido a la baja cantidad de oxígeno disuelto presente, y, debido a la degradación de la materia orgánica, proliferan moscas y se generan malos olores.

En este sitio, las aguas son ya bastante turbias, y con la cantidad de descargas habitacionales y el arrastre, en época de lluvias, de lixiviados y desechos de un basurero cercano en Villa Nicolás Romero, la situación ecológica de este vaso regulador no es muy alentadora.

## Objetivos

### General:

- Proponer un sistema de tratamiento biológico para uno de los vertidos de aguas contaminadas que alimenta al Lago de Guadalupe, reduciendo con ello su deterioro.

### Particulares:

- Brindar un sólido antecedente teórico referente al agua, su contaminación, los métodos principales para su tratamiento (con énfasis en el sistema de reactores secuenciales por lotes, S. B. R.), y respecto al Lago de Guadalupe.
- Presentar el uso de reactores S. B. R. como una alternativa ante el vertido de agua residual habitacional al Lago de Guadalupe.
- Plantear una propuesta con el o los ciclos de operación en los cuales se logre la máxima reducción de los contaminantes del agua alimentada, mediante un desarrollo experimental a nivel laboratorio, con énfasis en nitrógeno y en fósforo.



## Marco teórico

### Capítulo primero: El Lago de Guadalupe y su situación en México.

El municipio de Cuautitlán Izcalli se ubica al noroeste del Valle de México, en la porción centro, con las siguientes coordenadas geográficas extremas: latitud máxima 19°43'56" y latitud mínima 19°35'05", longitud máxima 99°17'25" y longitud mínima 99°10'32", con una altitud media sobre el nivel del mar de 2,252 metros. Cuenta con una superficie total de 109.924 Km<sup>2</sup>. Sus colindancias son: al norte con Tepetzotlán; al sur con Tlalnepantla de Baz y Atizapán de Zaragoza; al este con los municipios de Cuautitlán y Tultitlán, y al oeste con Nicolás Romero.<sup>1</sup>

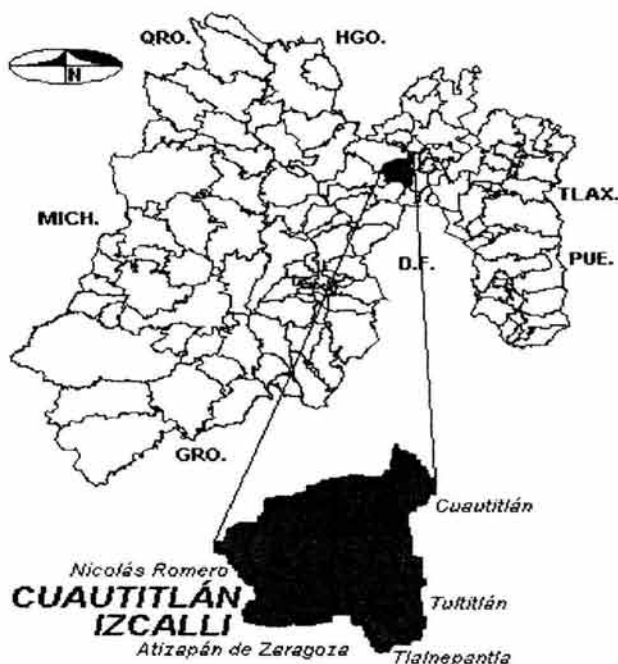


Figura 1-1. Ubicación del municipio de Cuautitlán Izcalli.  
Fuente: Página electrónica municipal, referencia 1.

La Presa Lago de Guadalupe<sup>2</sup>, conocida como el Lago de Guadalupe, es un cuerpo artificial de agua dulce ubicado principalmente en la región suroeste del municipio de Cuautitlán Izcalli y en el sureste de Villa Nicolás Romero, aunque su cuenca también abarca parte de Atizapán de Zaragoza, Isidro Fabela y Jilotzingo. Se construyó entre 1936 y 1943 para actuar como vaso regulador que evitara inundaciones en las poblaciones de aguas abajo (esto es, localidades situadas a una altitud menor a la de las corrientes que ahora alimentan a la presa)<sup>3</sup>. La mayor parte de su superficie está comprendida en el primero de los municipios mencionados, de igual forma que las compuertas de la presa, tal como puede verse en la figura 1-2. En la porción de Cuautitlán Izcalli, este cuerpo de agua limita con la

<sup>1</sup> <http://www.edomexico.gob.mx/se/cuauizcadiag.htm>

<sup>2</sup> *Síntesis de la Información geográfica del Estado de México*, INEGI, 2001, página 68.

<sup>3</sup> <http://www.edomexico.gob.mx/se/maleza.htm>

población de Bosques del Lago al sureste y al este, con Campestre del Lago por el suroeste y con Lago de Guadalupe al noreste, como se observa en el mapa 2 del anexo.

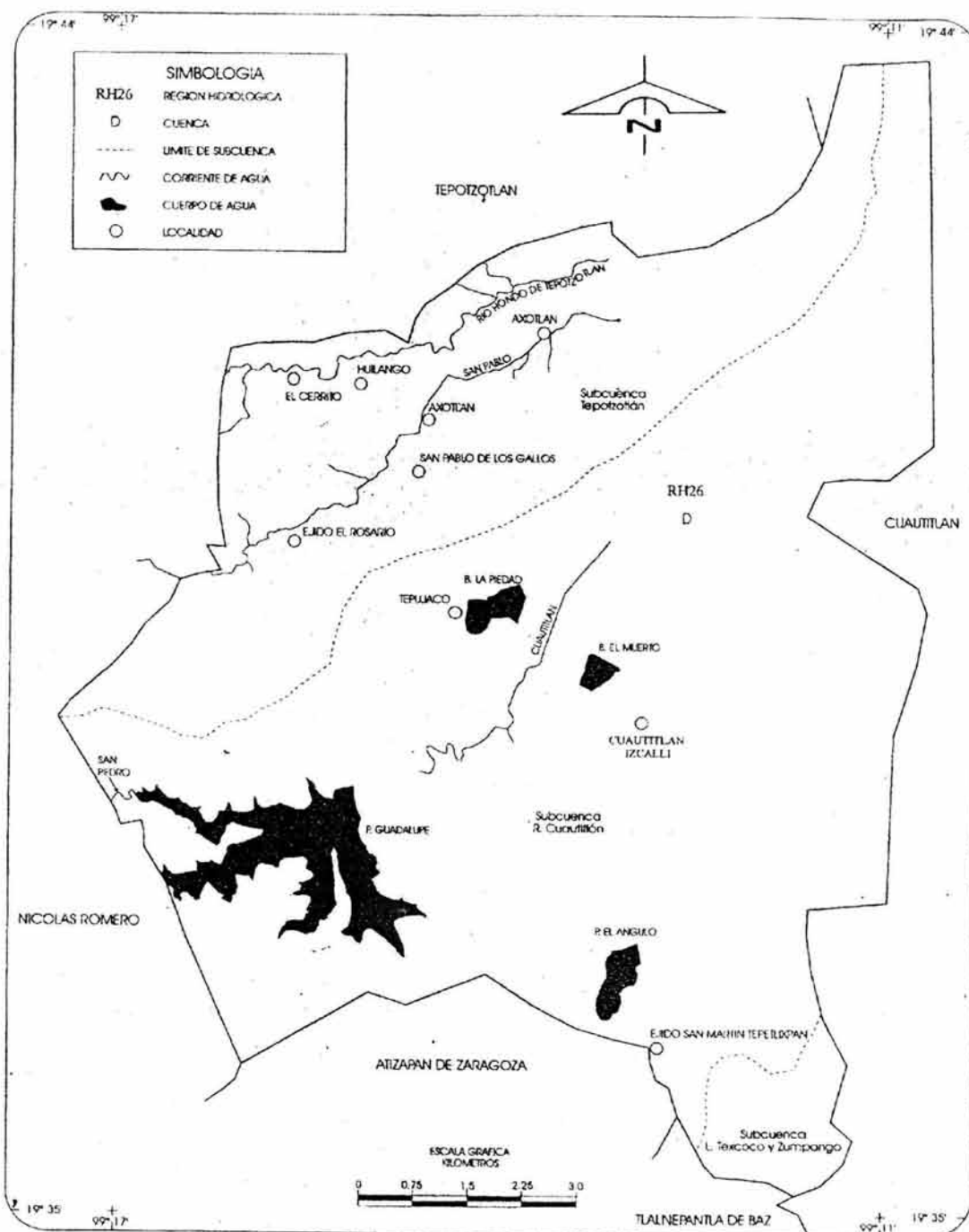


Figura 1-2: Carta hidrológica de aguas superficiales.

Fuente: Cuaderno estadístico municipal. Cuautitlán Izcalli. Estado de México. 1996

En México, la información sobre el agua se agrupa en regiones hidrológicas, tal como fue dispuesto en la década de 1960 por la entonces Dirección de hidrología de la Secretaría de recursos hidráulicos (véase el mapa 1 del anexo)

La presa, ubicada en la región hidrológica 26 (RH-26) y en la subprovincia de lagos y Volcanes de Anáhuac<sup>4</sup>, es alimentada por los ríos San Pedro, San Ildefonso y Xinté, por el arroyo El Muerto<sup>5</sup> y por la precipitación pluvial. Su capacidad es de 57.0 Mm<sup>3</sup> en total y sus aguas son usadas primordialmente para el riego en los campos de cultivo en comunidades como Atlamica y Santa Rosa de Lima (véase también mapa 3 del anexo), aunque en los fines de semana allí se practican deportes en vehículos motorizados (motocross) y es visitada por una cantidad considerable de personas para pasar un tiempo de descanso y distracción. Su superficie es de cerca de 450 hectáreas de espejo de agua y 50 hectáreas de rivera, con una profundidad máxima de entre 35 y 40 m.<sup>6</sup>

El clima es templado con lluvias en verano y humedad media<sup>7</sup>. La precipitación total anual está entre 600 y 700 mm en la mayor parte de la región donde está ubicada la presa, aunque en la región limítrofe del este se tiene registrado el rango de 700 a 800 mm al año (véase mapa 4 del anexo)<sup>8</sup>.

En la región donde se encuentra la presa, las rocas son del cenozoico terciario y de tipo sedimentario, y el 53 % la unidad litológica del municipio es la volcanoclástica (ver mapa 5 del anexo)<sup>9</sup>

En este embalse se albergan especies como carpas, bagres, charales, pulgas de agua, tortuga japonesa, tortuga lagarto, lombrices de agua, pelícanos, garzas y patos (canadiense y común) En temporada de estiaje hay una gran baja en el nivel del lago, lo cual origina, junto con las altas temperaturas, una gran cantidad de muertes entre la población de carpas<sup>10</sup>.

También los contaminantes, provenientes fundamentalmente del municipio Villa Nicolás Romero, han afectado la flora y fauna endémicas del lago, pues en este municipio existe un basurero que lo contamina. Esto se da cuando las aguas de lluvia transportan sustancias solubles y objetos flotantes hacia el embalse, ubicado también a un costado del basurero mencionado.<sup>11</sup>

Estos hechos ocasionan que, después de la temporada de lluvias, sea necesario recolectar cerca de 14 toneladas de basura flotante (principalmente polietileno tereftalato, PET) de la rivera y de la superficie del Lago de Guadalupe por día, durante el periodo de

<sup>4</sup> *Síntesis de la Información geográfica del Estado de México*, INEGI, 2001, página 28 (mapa).

<sup>5</sup> <http://www.edomexico.gob.mx/se/maleza.htm>

<sup>6</sup> *Síntesis de la Información geográfica del Estado de México*, Ídem, página 28 / Francisco Javier Flores Rocha, Jefe del Departamento del Lago de Guadalupe y Mejoramiento Ambiental, Cuautitlán Izcalli (charla en el día 06 de agosto de 2003)

<sup>7</sup> *Cuaderno Estadístico Municipal, Cuautitlán Izcalli, Estado de México*, edición 1996. INEGI et al. 1997, página 5, cuadro 1.6.

<sup>8</sup> *Síntesis de la Información Geográfica del Estado de México*. Ídem, página 41, mapa de precipitación total anual.

<sup>9</sup> *Cuaderno Estadístico Municipal*, Ídem. Página 4, cuadro 1.5.

<sup>10</sup> Flores Rocha, F. J. Ídem.

<sup>11</sup> <http://www.edomexico.gob.mx/se/cuauizcadiag.htm>

limpieza. Además, las aguas de la presa se han enriquecido en sustancias contaminantes solubles.<sup>12</sup>

Otro factor importante lo constituyen las descargas de agua residual doméstica en varios puntos a lo largo de la rivera. Se han detectado aproximadamente 12 puntos en las orillas de la presa con este problema. Pese a que el volumen descargado no es muy elevado, la suma de todos estos vertidos y su continuidad (son flujos diarios) hacen de esto un foco importante de deterioro y contaminación.

Además, pese a que en diciembre de 1996 se realizó una limpieza de lirio acuático por parte del gobierno del Estado de México, a través de la Secretaría de ecología, las aguas aún no son de buena calidad por las situaciones antes mencionadas; solamente se ha mantenido su superficie sin lirio, pues, después de la eliminación de lirio acuático mencionada, el programa de mantenimiento se transfirió al ayuntamiento de Cuautitlán Izcalli con el fin de vigilar y limpiar al lago de manera permanente de lirio y materiales flotantes<sup>13</sup>.

---

<sup>12</sup> Flores Rocha, Ídem.

<sup>13</sup> <http://www.edomexico.gob.mx/se/maleza.htm>

## Capítulo segundo: El agua.

### 2.1 Características del agua.

El agua es uno de los recursos naturales más valiosos del planeta; en ella inició la vida, y los procesos fundamentales para los seres vivos están asociados a ella. Tan es así, que la mayoría de las reacciones químicas que ocurren en ellos se efectúan en este medio y la mayor parte de sus masas es agua.

El agua es un líquido tan común que muchas personas la consideran asegurada, ya que cubre cerca del 71 % de la superficie terrestre<sup>14</sup>; sin embargo, no toda esa agua es apta para ser utilizada directamente debido a la elevada concentración de sales y de otras sustancias. Pese a que es un líquido al que se está acostumbrado, sus propiedades no son como las de otros muchos líquidos, hecho que es fundamental para la existencia de la vida. De hecho, la calidad del medio ambiente se define principalmente por la calidad del agua en él.

El agua pura es un líquido incoloro e inodoro con un matiz azul que se puede observar sólo en capas muy profundas, y, desde el punto de vista químico, es una molécula triatómica formada por un átomo de oxígeno y dos de hidrógeno, los cuales están unidos mediante enlaces covalentes. En esta molécula, los dos enlaces hidrógeno – oxígeno forman un ángulo de 104.5° entre sí.

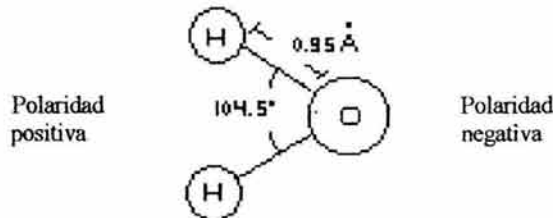


Figura 2-1: Molécula de agua.

Este ángulo entre los enlaces resulta en que la molécula tenga una carga ligeramente positiva en un extremo (el de los átomos de hidrógeno) y una ligeramente negativa en el otro (el del átomo de oxígeno). Este arreglo de las cargas es denominado *estructura bipolar*.

Esta estructura bipolar convierte al agua en un excelente disolvente, pues la disposición específica de sus electrones le confiere asimetría eléctrica: El átomo de oxígeno comparte un par electrónico con cada átomo de hidrógeno mediante enlaces covalentes. Por su mayor electronegatividad, el núcleo del oxígeno ejerce una atracción sobre los electrones del hidrógeno y los núcleos de estos últimos átomos quedan parcialmente descubiertos. Con ello, cada átomo de hidrógeno posee una carga local parcial positiva y el de oxígeno tiene una negativa.

<sup>14</sup> Schwedt, G. The Essential to Environmental Chemistry.

El peso molecular del agua es función de los isótopos de cada átomo que la constituyen. El 99.8 % de estas moléculas tiene un peso molecular de 18.015. Cuando el agua tiene un peso molecular mayor a éste es llamada “agua pesada”.

Como resultado de la naturaleza bipolar del agua, una atracción electrostática se da entre la carga parcial positiva de un átomo de hidrógeno en una molécula y la parcial negativa del oxígeno en otra, lo cual lleva a una redistribución de las cargas en las dos moléculas. Esta unión electrostática, llamada “enlace o puente de hidrógeno”, es la responsable de la elevada cohesión existente entre las moléculas de agua y le confiere la facultad de ionizar o disociar a otras moléculas, pues las de agua tienden a rodear a los iones y neutralizarlos de manera eficaz al hidratarlos en solución. El grado de hidratación depende de varios parámetros, de los cuales el cociente carga a radio es el más importante, presentándose una relación de proporcionalidad inversa entre el radio iónico y el hidratado<sup>15</sup>. Esta característica del agua la hace un medio eficaz para el transporte de nutrientes disueltos y de desechos en los organismos, y de sustancias disueltas a través de la biosfera.

Tanto los cationes como los aniones son iones realmente hidratados en solución acuosa, siendo llamados “acuocomplejos”. El agua coordinada es mantenida en posición por fuerzas electrostáticas y covalentes, de acuerdo a las propiedades de la especie con la cual está asociada. Comúnmente hay muchas sustancias disueltas en agua que pueden actuar como ligandos, desplazando al agua para formar un complejo diferente con el ión. Por ejemplo, en los mares se tiene una alta cantidad de iones  $\text{Cl}^-$ , lo cual lleva a que varios de los metales ahí presentes existan principalmente como complejos con cloro. Así, el mercurio se encuentra en el agua de mar limpia en una concentración de  $5 \times 10^{-12}$  M, principalmente en la forma del compuesto  $\text{Hg}(\text{H}_2\text{O})_2\text{Cl}_4^{2-}$ . Hay otros ligandos que pueden estar presentes en el agua, de acuerdo a sus características. Esto se ejemplifica con el comportamiento de macromoléculas producidas en la descomposición de tejidos vivos, ácido nitrilotriacético (NTA, usado como agente en la remoción de la dureza del agua) y compuestos inorgánicos como fosfatos, que forman complejos con sustancias disueltas. El agua también tiene la propiedad de ser una sustancia anfiprótica, lo cual ayuda a producir cambios en las sustancias ácidas o básicas presentes en ella, y con ello sufrir variaciones en el pH<sup>16</sup>.

El agua posee, además, propiedades redox que definen los límites superior e inferior de potencial para las reacciones redox de otras sustancias encontradas en solución acuosa. Solamente aquellas sustancias cuyas características potencial (E) / pH estén dentro de la zona de estabilidad del agua pueden existir en sistemas acuosos estables.

También mediante la atracción entre las moléculas de agua se explica su elevado punto de ebullición (e inclusive el punto de fusión, alto en comparación del de sustancias como  $\text{H}_2\text{S}$  o  $\text{H}_2\text{Se}$ , que son gases a temperatura ambiente y pertenecen también a la serie  $\text{H}_2\text{X}$ ), la cantidad tan alta de energía que toma para evaporarse, y su elevada tensión

<sup>15</sup> vanLoon, G. W. y Duffy, S. J. *Environmental Chemistry, a global perspective*. Oxford, p 192; Gilbert M. *Introduction to Environmental Engineering and Science*, Prentice Hall, p 165

<sup>16</sup> vanLoon, ídem, p 193-194.



superficial (lo cual permite que objetos pesados, como insectos, puedan moverse sobre su superficie) Además, este enlace por puente de hidrógeno origina que el agua pueda adherirse a otras superficies fácilmente. La combinación de la alta tensión superficial con la capacidad de adherencia del agua le brinda a ésta la habilidad de ascender por los costados de diversos objetos. Esta habilidad es llamada capilaridad, y es una característica muy importante del agua, pues permite a la savia de los árboles el elevarse dentro de ellos, al agua ascender en el suelo y los alimentos disueltos moverse a través de los organismos<sup>17</sup>.

Su elevado calor específico, consecuencia también de los puentes de hidrógeno, le confiere la facultad de regular la temperatura del medio tanto interno como externo de los organismos, pues involucra una alta cantidad de energía en pequeños cambios de temperatura.

Cuando el agua está en su forma sólida y a presión atmosférica, forma cristales hexagonales cuya densidad es de 0.917 kg/L, de tal manera que tiende a flotar sobre la superficie del agua líquida (hecho de gran importancia en los ambientes fríos) Cuando el agua es fundida, sólo cerca del 12 % de los enlaces por puente de hidrogeno son rotos. Los enlaces mantienen las moléculas de agua aparte una de otra, y su limitada ruptura de enlaces durante la fusión es suficiente para permitir a las moléculas individuales estar más cerca entre sí. Esta es la razón por la que el hielo es menos denso que el agua a 0° C. Al calentar el agua a través de su estado líquido, dos factores competitivos afectan su densidad: una mayor ruptura de enlaces de hidrógeno (8 % adicional entre 0° y 100° C), con su tendencia a incrementar la densidad; y que a una temperatura más alta se tiene mayor energía cinética en las moléculas, lo cual causa una expansión térmica, y la densidad decrece. El primero de estos aspectos domina de 0 a 4° C, y el segundo de 4 a 100° C, de manera tal que a una temperatura muy cercana a 4° C la densidad del agua es mayor que a cualquier otra<sup>18</sup>.

Cuando el agua es evaporada, el restante 80 % de los enlaces de hidrógeno se rompe, de tal forma que no se tiene estructura alguna en el estado gaseoso. Para romper esos enlaces se requiere mucha energía, lo cual explica el elevado valor de entalpía de vaporización del agua. Esta entalpía origina una estabilidad sobre los grandes cuerpos de agua y la tierra cercana a ellos, pues como fue mencionado antes, mucha energía es absorbida en la evaporación de una masa pequeña de agua. Por ejemplo, para evaporar 1 gramo de agua líquida a una temperatura inicial de 25° C y al nivel del mar se requiere la siguiente cantidad de energía:

$$1g \times \frac{4.1868J}{1g \times ^\circ C} \times (100 - 25^\circ C) + 1g \times \frac{2254.98J}{1g} = 2568.99J$$

Donde el primer término de la suma es el calor sensible, necesario para elevar la temperatura hasta la de ebullición, y el segundo es el calor latente de evaporación. Esa

<sup>17</sup>Gilbert M, Ídem, p 165.

<sup>18</sup> vanLoon, G. W. y Duffy, S. J. *Environmental Chemistry, a Global Perspective*. Oxford, p 191.

cantidad de energía es alta, lo cual muestra la importancia del agua en la absorción de energía y en la regulación de la temperatura en el medio ambiente.

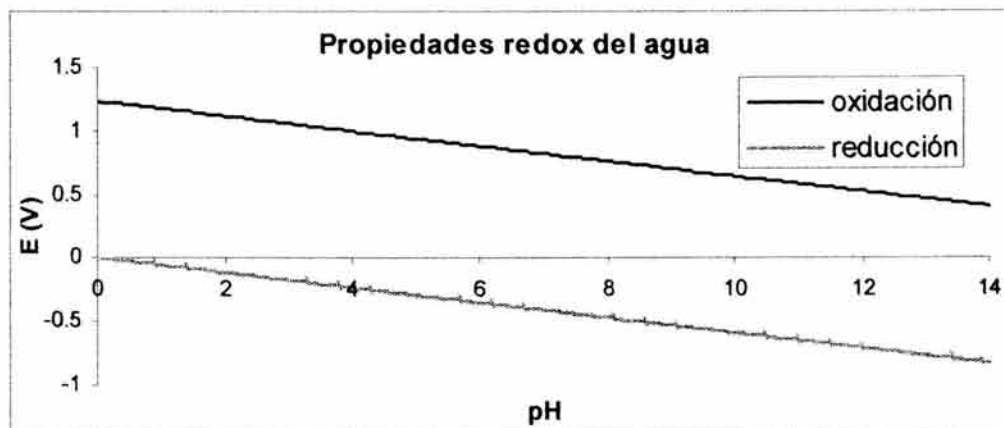


Figura 2-2: Propiedades redox del agua. La zona comprendida entre las dos líneas es la de estabilidad del agua.

| PROPIEDADES PRINCIPALES DEL AGUA |   |                       |                               |
|----------------------------------|---|-----------------------|-------------------------------|
| Punto de fusión                  | 0° C  | Viscosidad            | Disminuye con la temperatura. |
| Punto de ebullición              | 100° C                                      | Presión de vapor      | Aumenta con la temperatura    |
| Entalpía de fusión               | 6.02 kJ / mol                               | Tensión superficial   | Disminuye con la temperatura  |
| Entalpía de vaporización         | 40.6 kJ / mol                               | Momento dipolar       | 6.1 E -30 C m                 |
| Calor específico                 | 4.184 kJ / (Kg °C)                          | Estructura cristalina | Hexagonal plana               |
| Densidad máxima                  | 999.972 kg / m <sup>3</sup> de 3.8 a 4.2° C |                       |                               |

Cuadro 2-1: Propiedades del agua.

Fuentes: vanLoon, G. W. y Duffy, S. J. Environmental Chemistry, a global perspective, p 191, 192, 195; Perry, R. H. Manual del Ingeniero Químico, 6ª edición, p 3.65; Gilbert, M. Ídem, p 166.

Como otros líquidos, el agua puede existir sobreenfriada, es decir, puede permanecer en estado líquido aunque su temperatura sea inferior a la de su punto de fusión, hasta unos -25° C. Esta agua se puede congelar agitándola, bajando más su temperatura o añadiéndole un cristal u otra partícula de hielo.<sup>19</sup>

Hay varios parámetros importantes para determinar la calidad del agua, cuyos valores aceptables dependen del posible uso que se le da a la misma. Ellos serán discutidos en el capítulo siguiente.

<sup>19</sup>"Agua", Enciclopedia Microsoft® Encarta® 99. © 1993-1998 Microsoft Corporation. Reservados todos los derechos.



## 2.2 El ciclo hidrológico.

Como es bien sabido, el agua es una sustancia indispensable para la vida de la forma que es conocida. Casi toda el agua del mundo está contenida en los océanos, pero la elevada concentración de sales en ella la hace virtualmente inutilizable para la agricultura, la industria o la actividad industrial. Sin embargo, la energía solar produce la desalación de elevadas cantidades de agua de mar de tal forma que cerca de la mitad de la energía del sol que es absorbida en la superficie terrestre es convertida en el calor latente del agua que es removida de los cuerpos de agua de mar y terrestre (evaporación) y de los seres vivos (transpiración). La combinación de estos procesos, sobre los continentes, es llamada "evotranspiración", y, junto con la evaporación del agua marina, requiere una cantidad muy grande de energía (a cerca de 4 000 veces la rapidez a la que la sociedad humana consume recursos energéticos para impulsarse). Aproximadamente el 88 % de esa evaporación proviene de los mares y el 12 % restante de la evotranspiración sobre la tierra. El vapor de agua que se forma en esta evaporación es movido por corrientes de aire y se condensa paulatinamente, hasta que cae tanto sobre el mar como sobre la superficie terrestre como precipitación. La diferencia entre la evotranspiración y la precipitación sobre la tierra es el agua que regresa a los mares, tanto por flujos superficiales como por corrientes subterráneas.

Además de esto se tiene al agua que suele permanecer contenida en los hielos polares por miles de años (aunque ahora se están presentando fracturas en el hielo de los polos debido al calentamiento global), el agua subterránea que puede emerger y contribuir al flujo superficial, y el agua superficial que se convierte en corrientes subterráneas.

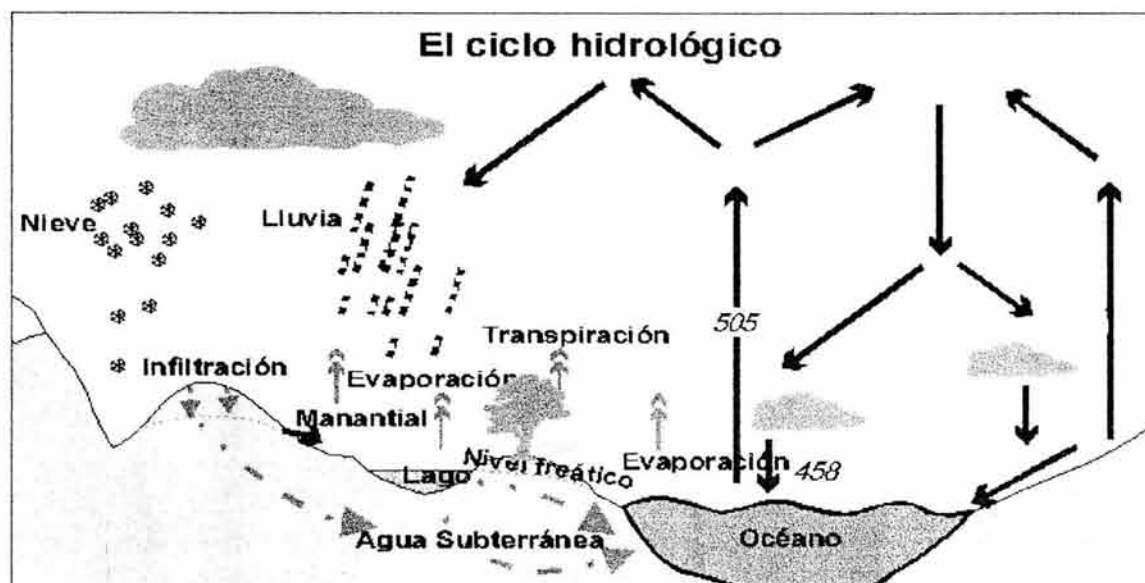


Figura 2-3: Ciclo hidrológico. Del mar se evaporan  $505 \text{ km}^3/\text{año}$  de agua. De estos,  $458$  retornan a los océanos como precipitación y  $47$  viajan hacia los continentes. De los cuerpos de agua continentales y los seres vivos se liberan  $72 \text{ km}^3/\text{año}$ , los cuales precipitan sobre las tierras junto con los  $47$  provenientes del mar, sumando así en  $119 \text{ km}^3/\text{año}$  las precipitaciones continentales. Los escurrimientos hacia el mar son los  $47 \text{ km}^3/\text{año}$  que de él provienen.

Fuente: Gilbert, M. Ídem, p 167; [www.eccentrix.com/members/hydrogeologie/hidrogeol/04000ciclo.htm](http://www.eccentrix.com/members/hydrogeologie/hidrogeol/04000ciclo.htm).

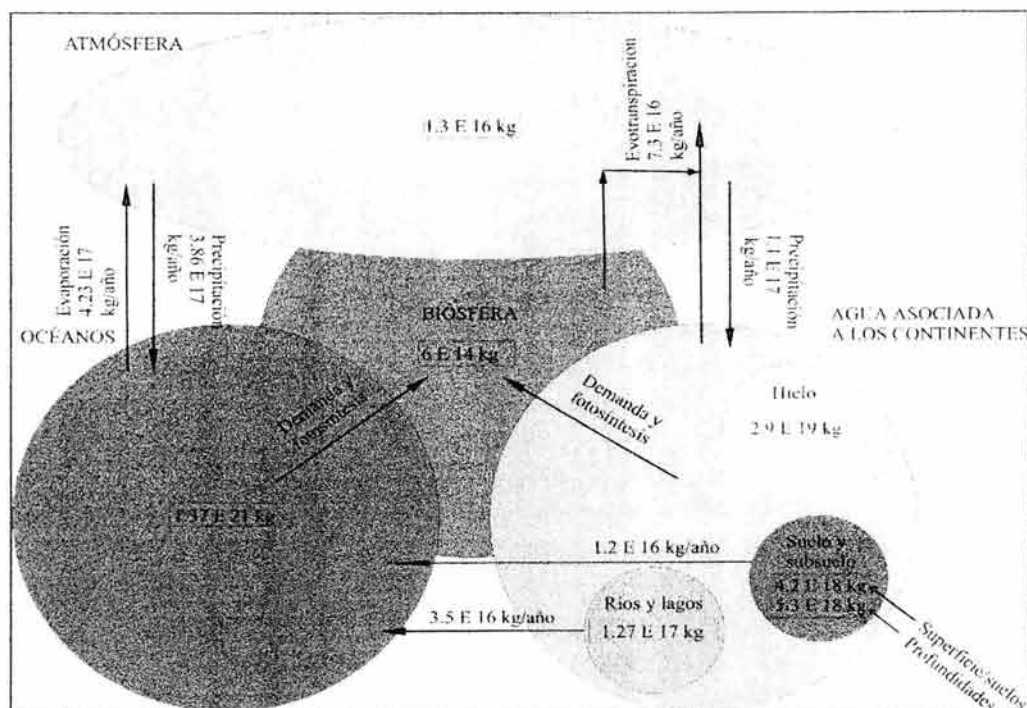


Figura 2-4: Ciclo del agua mostrando flujos y cantidades totales en cada recuadro; los valores entre cuadros son las cantidades totales y las cantidades junto a las flechas son los flujos, en Kg/año.

Fuente: vanLoon y Duffy, Ídem, p 14.

En México, los componentes del ciclo hidrológico son mostrados en la siguiente figura. La disponibilidad natural media *per cápita* es de  $4\,685 \text{ m}^3$ . En esta figura se ve claramente que las extracciones subterráneas son de alta importancia, pues constituyen el 38 % de las extracciones totales a nivel nacional. Además,  $16.1 \text{ km}^3$  son usados en actividades de tipo público e industrial, lo cual es una cantidad elevada de agua que, tras de ser usada, tendrá una mala calidad.

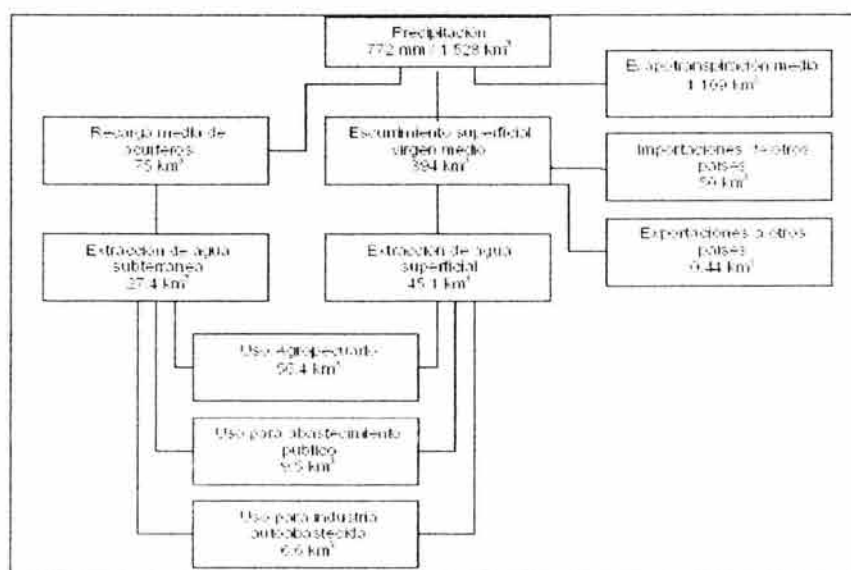


Figura 2-5: Componentes principales del ciclo hidrológico nacional.

Fuente: Estadísticas del agua en México 2003, p 21. CNA

### 2.3 Reparto e importancia del agua.

Como ya fue mencionado, el agua es uno de los recursos naturales más importantes, primordialmente porque los procesos vitales de los seres vivos están fuertemente asociados a ella, ya que las reacciones químicas efectuadas en ellos dependen de este líquido. Esto se ve reflejado en el alto porcentaje de agua en los organismos: poco más del 80 % de la masa de los moluscos es agua, al igual que el 75 % de la materia del cuerpo humano lo es.

La hidrosfera abarca el 73 % de la superficie terrestre, y es parte importante de la atmósfera y de los sistemas terrestres.

Al igual que las rapideces de evaporación, precipitación y escurrimiento son importantes, la cantidad de agua contenida en un lugar y su estado de agregación son aspectos críticos. La mayor parte del agua del mundo está contenida en los océanos, y el pequeño porcentaje restante está repartido en los continentes. De hecho, del agua continental, más del 50 % se encuentra en los glaciares y como hielo permanente.

| Ubicación   | Cantidad<br>(10 <sup>6</sup> km <sup>3</sup> ) | Porcentaje del<br>suministro mundial |
|---|--|--------------------------------------|
| Océanos   | 1338.0   | 96.5                                 |
| Glaciares y hielo permanente  | 24.1   | 1.74                                 |
| Agua subterránea  | 23.4   | 1.7                                  |
| Hielo terrestre / Capa de la corteza terrestre<br>permanentemente congelada | 0.3  | 0.022                                |
| Lagos de agua dulce   | 0.091  | 0.007                                |
| Lagos salados   | 0.085  | 0.006                                |
| Agua de pantano   | 0.011  | 0.008                                |
| Atmósfera   | 0.013  | 0.001                                |
| Promedio en corrientes  | 0.002  | 0.0002                               |
| Agua en biomasa viva  | 0.001  | 0.0001                               |

Cuadro 2-2: Reservas de agua en la tierra.

Fuente: Gilbert, M., Ídem, p 168

Cerca del 10 % de las aguas de los escurrimientos anuales a nivel mundial son extraídas para su uso por el ser humano. Pese a que la cantidad de agua dulce es grande, su reparto y suministro no son uniformes en el planeta; algunos sitios suelen estar inundados, mientras que en otros la precipitación es tan escasa que la vida humana se dificulta. Además, los lugares con una cantidad adecuada de precipitaciones son susceptibles a tener variaciones caóticas de un año a otro.

A nivel mundial hay un gran rango de disponibilidad de agua *per cápita* por año: 600 000 m<sup>3</sup> / (año *per cápita*) en Islandia, 10 000 en Suiza y Malasia, 3000 en Francia e India y 250 en Israel y Arabia Saudita.<sup>20</sup> Los países cuya disponibilidad de agua por persona es inferior que 2000 m<sup>3</sup>/año pueden ser considerados en una situación de

<sup>20</sup> vanLoon, Ídem., p 190.

deficiencia crónica de este recurso. Además no toda la población mundial tiene acceso a agua. Con el elevado crecimiento en la población mundial se va dando una disminución importante en la cantidad de agua disponible *per cápita*. Como la población crece y se va desarrollando, demandas de agua cada vez mayores incrementan la probabilidad de perturbaciones internas en los países y de conflictos externos con otras naciones.

Como fue mostrado en la figura 2-5, la precipitación media en México es de 772 mm anuales y su reparto es muy irregular: Más de la mitad del territorio nacional localizado al norte y en el altiplano recibe sólo el 9% de esta precipitación, pero concentra al 75% de la población del país, al 70% del PIB industrial y al 40% de las tierras agrícolas de temporal; en tanto, casi el 70% de la precipitación anual se da en el sureste, donde vive sólo el 24% de la población y la industria es incipiente (excepto la petrolera). En general, las lluvias se dan en un periodo restringido que pocas veces se extiende más allá de junio a septiembre. Además, el 85% del volumen de agua almacenada en cerca de 4 mil estructuras de control de distribución y suministro de agua se localiza a no más de 500 metros sobre el nivel del mar, mientras que cerca del 75% de los mexicanos viven en localidades a una mayor elevación<sup>21</sup>.

| Elevación (m) | Volumen (millones de m <sup>3</sup> ) | Población (millones de habitantes) |
|---------------|---------------------------------------|------------------------------------|
| Menor a 500   | 102 250 (82 %)                        | 16 300 (24 %)                      |
| 501 a 1000    | 2 490 (2 %)                           | 6 105 (9 %)                        |
| 1001 a 1 500  | 6 240 (5 %)                           | 9 316 (14 %)                       |
| 1 501 a 2 000 | 8 730 (7 %)                           | 11 459 (17 %)                      |
| Mayor a 2 000 | 4 990 (4 %)                           | 24 225 (36 %)                      |
| Total         | 124 700 (100 %)                       | 67 405 (100 %)                     |

Cuadro 2-3: Reparto del agua según la elevación.

Fuente: [http://www.sagan-gea.org/hojared\\_AGUA/paginas/CAgua.html](http://www.sagan-gea.org/hojared_AGUA/paginas/CAgua.html)

(Los porcentajes varían según la referencia)

El principal uso del agua en México es en la generación de energía eléctrica. Se tienen 4 formas principales de generación de electricidad en México: Con base en el ciclo combinado y en la energía geotérmica, la energía nucleoelectrica y la termoeléctrica. A nivel nacional, los consumos de agua en este sector son:

| Fuente / tipo           | Volumen anual, hm <sup>3</sup> . |
|-------------------------|----------------------------------|
| Ciclo combinado         | 439.59                           |
| Energía geotérmica      | 128.58                           |
| Energía nucleoelectrica | 0.15                             |
| Energía termoeléctrica  | 3 353.1                          |
| Total                   | 3 921.42                         |

Cuadro 2-4: Uso del agua en la generación de electricidad.

Fuente: Estadísticas del agua en México 2003, ídem, p 44.

<sup>21</sup> <http://www.acsmedioambiente.com/LoNuevo/mayo.htm>; Revistas CESPEDES Oct/Nov 1998  
Centro De Estudios Del Sector Privado Para El Desarrollo Sustentable,  
Consejo Coordinador Empresarial

Como el agua usada en la industria eléctrica es regresada a los cursos naturales de los que es tomada, no se le considera en el consumo neto nacional, tal como se ve en el cuadro siguiente. Aquí se ve que, sin tomar en cuenta el consumo del sector eléctrico, el principal consumidor de agua en el país es el sector agropecuario. Esta elevada cantidad es similar a la de varios países en vías de desarrollo como China, Egipto o India, y por lo menos el doble de la de países desarrollados como Francia o Inglaterra (12 y 1 % del total del agua usada en cada nación, respectivamente)<sup>22</sup>

En México el cociente del agua usada a nivel nacional respecto al PIB generado es de cerca de 115 L/dólar (valor a 1990), de acuerdo con la revista CESPEDES ya citada, el doble del valor de esa relación para los países desarrollados como Canadá o Polonia.



Figura 2-6: Usos del agua en México.

Fuente: Estadísticas del agua en México 2003. CNA, 2003, p 40. Se excluye la generación de electricidad, pues se considera que el agua usada aquí es retornada a los cauces.

El agua superficial del país se distribuye como sigue:

**Ríos:** Los ríos principales son cerca de 30, los cuales pueden descargar sus aguas en tres regiones: en el interior del territorio nacional, en el Golfo de México y en el Océano Pacífico. Los de vertientes interiores transportan 10.4 m<sup>3</sup>/s en promedio anual; las vertientes del Golfo llevan 4 133.3 m<sup>3</sup>/s y en las del Pacífico fluyen 1 842.5 m<sup>3</sup>/s en promedio al año. En conjunto transportan 5 986.2 m<sup>3</sup>/s de agua en promedio al año. Su reparto en el país se observa en el mapa 6 del anexo.

**Lagos:** México cuenta con 7 lagos de elevada importancia, los cuales almacenan 6 484 hm<sup>3</sup> en promedio.

**Presas:** En México existen 4 500 presas, 840 de ellas clasificadas como grandes presas de acuerdo con la *International commission on large dams*, ICOLD. En total, las presas del país almacenan cerca de 150 km<sup>3</sup> de agua, y de acuerdo con su capacidad de almacenamiento destacan las mostradas en el cuadro 2-7.

<sup>22</sup> *Ibidem*.



El agua subterránea se encuentra en los acuíferos, (casi 654 en el país y proporcionan cerca de la mitad del agua extraída); de ellos, 97 se sobre explotan (extracción superior a la recarga en un 10 % al lo menos), lo cual hace que las reservas vayan disminuyendo en 8 km<sup>3</sup> al año. Además, hay 17 acuíferos con intrusión salina, lo cual perjudica seriamente la calidad del agua disponible (la intrusión salina es el fenómeno que ocurre cuando aguas salobres entran en contacto con aguas dulces subterráneas).

El uso principal del agua en México es el agrícola. El área de riego es de 6.3 millones de hectáreas, de las cuales 3.4 millones se dividen en 82 distritos de riego y los restantes 2.9 millones contienen 39 492 unidades de riego. El área de temporal tecnificado a nivel nacional es 2.4 millones de hectáreas, dividida en 18 distritos (incluyendo los 2 distritos operados totalmente por el gobierno del estado de Tabasco, con 0.2 millones de hectáreas)<sup>23</sup>

| PRINCIPALES RÍOS DE MÉXICO     |  |               |
|--------------------------------|--|---------------|
| Río                            | Caudal medio anual en la desembocadura, m <sup>3</sup> /s. | Longitud, km. |
| Vertientes interiores.         |  |               |
| Nazas                          | 6.6  | 255           |
| Aguanaval                      | 3.8  | 481           |
| Vertientes al Golfo de México. |  |               |
| Grijalva-Usumacinta            | 2 154  | 608*          |
| Papaloapan                     | 583.6  | 354           |
| Pánuco                         | 449.0  | 510           |
| Coatzacoalcos                  | 440.8  | 325           |
| Tecolutla                      | 187.4  | 375           |
| Tuxpan                         | 81.8   | 150           |
| Antigua                        | 56.9   | 139           |
| Nautla                         | 54.7   | 124           |
| Candelaria                     | 51.4   | 150           |
| Cazones                        | 46.3   | 145           |
| Bravo                          | 27.4   | 2 008*        |
| Vertientes al Océano Pacífico  |  |               |
| Balsas                         | 428.5  | 770           |
| Lerma-Santiago                 | 226.8  | 1 270         |
| Ometepec                       | 185.3  | 115           |
| Verde                          | 152.2  | 342           |
| Papagayo                       | 132.1  | 140           |
| San Pedro                      | 88.5   | 255           |
| Suchiate                       | 84.0   | 75*           |
| Yaqui                          | 81.4   | 410           |
| Culiacán                       | 66.2   | 875           |
| San Lorenzo                    | 52.7   | 315           |
| Piactla                        | 52.5   | 220           |
| Coahuayana                     | 50.1   | 203           |
| Ameca                          | 49.9   | 205           |
| El Fuerte                      | 46.0   | 540           |
| Acaponeta                      | 43.2   | 233           |
| Sinaloa                        | 35.3   | 400           |
| Tehuantepec                    | 32.0   | 240           |
| Armería                        | 28.6   | 240           |
| Colorado                       | 7.2  | 30*           |

Cuadro 2-5. Principales ríos en México.

Fuente: Estadísticas del agua en México 2003, Ídem, p 28- 29.

\* Incluye únicamente la porción de cuenca que corresponde a México. Medias históricas.

<sup>23</sup> Estadísticas del agua en México, Ídem, p 48.

| PRINCIPALES LAGOS DE MÉXICO |                                      |   |                     |
|-----------------------------|--------------------------------------|---|---------------------|
| Lago.                       | Área de la cuenca, km <sup>2</sup> . | Volumen medio almacenado, hm <sup>3</sup> . | Entidad federativa  |
| Chapala                     | 1 149                                | 4 500                                       | Jalisco y Michoacán |
| Cuitzeo                     | 306                                  | 920   | Michoacán           |
| Pátzcuaro                   | 97                                   | 550   | Michoacán           |
| Yuriria                     | 80                                   | 188   | Guanajuato          |
| Catemaco                    | 73                                   | 148   | Veracruz            |
| Nabor Carrillo              | 10                                   | 18  | Estado de México    |
| Tequesquitengo              | 8                                    | 160   | Morelos             |

Cuadro 2-6: Principales lagos de México.  
Fuente: Estadísticas del agua en México, Ídem, p 29

| PRINCIPALES PRESAS DE MÉXICO |  |  |                    |            |
|------------------------------|--|--|--------------------|------------|
| Nombre oficial               | Capacidad total al NAME, hm <sup>3</sup> . | Capacidad total al NAMO, hm <sup>3</sup> . | Entidad federativa | Uso        |
| Belisario Domínguez          | 19 736                                     | 10 727                                     | Chiapas            | G          |
| Netzahualcóyotl              | 14 056                                     | 9 605                                      | Chiapas            | G          |
| Adolfo López Mateos          | 12164                                      | 9340                                       | Guerrero-Michoacán | G, C       |
| Miguel Alemán                | 9 106                                      | 8 119                                      | Oaxaca             | G, C       |
| La Amistad                   | 4 174                                      | 7 069                                      | Coahuila- Texas    | G, I, A, C |
| Solidaridad                  | 6 950                                      | 5 540                                      | Nayarit            | G, I       |
| Vicente Guerrero             | 5 498                                      | 3 910                                      | Tamaulipas         | I, A       |
| Falcón                       | 5 038                                      | 3 220                                      | Tamaulipas-Texas   | A, C, G    |
| Luis Donaldo Colosio         | 4 568                                      | 2 908                                      | Sinaloa            | G, I       |
| Lázaro Cárdenas              | 4 438                                      | 2 873                                      | Durango            | I, C       |
| Miguel de la Madrid          | 4 400                                      | 1 250                                      | Oaxaca             | G, I       |
| Álvaro Obregón               | 4 200                                      | 2 989                                      | Sonora             | G, I       |
| Adolfo López Mateos          | 3 983                                      | 3 072                                      | Sinaloa            | G, I       |
| Miguel Hidalgo               | 3 917                                      | 2 921                                      | Sinaloa            | G, I       |
| Plutarco Elías Calles        | 3 693                                      | 2 925                                      | Sonora             | G, I       |

Cuadro 2-7: Principales presas de México. Fuente: Estadísticas del agua en México 2003, p 47.  
Notas: G = Generación de energía eléctrica. I = Irrigación. A = Uso público urbano. C = Control de avenidas.

NAME = Nivel de aguas máximas extraordinarias

NAMO = Nivel de aguas máximas ordinarias o de operación

El agua es usada también en la manufactura de varios productos, como refrescos y bebidas no alcohólicas, leche, cerveza, papel y hielo (véase cuadro 2-8)

| ACTIVIDAD  | m <sup>3</sup> |
|--|----------------|
| Elaboración de refrescos y otras bebidas no alcohólicas    | 191 747 252    |
| Tratamiento y envasado de leche                            | 29 977 145     |
| Fabricación de papel                                       | 17 922 000     |
| Industria de la cerveza y la malta                         | 14 593 759     |
| Fabricación de hielo                                       | 9 855 364      |
| Elaboración de harina de maíz                              | 8 496 288      |
| Fabricación de concreto premezclado                        | 8 369 288      |
| Elaboración de almidones, féculas y levaduras              | 4 045 000      |
| Fabricación de aceites y grasas vegetales comestibles      | 2 601 186      |
| Elaboración de cal   | 2 327 213      |
| Tortillerías   | 1 575 236      |
| Preparación y envasado de frutas y legumbres               | 1 282 451      |
| Preparación y envasado de conservas de pescados y mariscos | 1 082 000      |
| Fabricación de cartón y cartoncillo                        | 1 072 000      |
| Otros  | 3 486 107      |
| Total  | 298 432 289    |

Cuadro 2-8: Uso del agua en la manufactura (1999).  
Fuente: <http://www.inegi.gob.mx/est/default.asp?c=3671>.

En la industria, en general, el agua se usa como materia prima, medio de lavado, de transporte de muy variados productos, de eliminación de desechos y de protección contra la radiación en la industria nuclear, y como material sellador en bombas centrífugas y tanques, entre otras.

En la zona metropolitana de la ciudad de México los usos principales del agua son tres: Cerca del 67 % se usa en el sector doméstico; el 17 % en el sector industrial y casi el 16 % es destinado a satisfacer algunos servicios, como escuelas, hospitales, oficinas, etc.<sup>24</sup> También aquí se desarrollan actividades agrícolas y se tienen albercas, pero su consumo de agua es mucho menor que el de los otros rubros.

Ante la situación planteada en torno del agua en México, es necesario su reciclado a lo largo de todo el país para poder cubrir las demandas de este líquido en los años venideros. Esta tarea es un reto para los profesionistas involucrados, pues el reutilizar el agua requiere de capital, el cual en México no es ni abundante ni manejado de la mejor forma posible, para disponer de la tecnología adecuada y de los demás recursos necesarios.

---

<sup>24</sup> Temas Ambientales. Zona Metropolitana de la Ciudad de México, UNAM et al, 1996, p 19.



## **Capítulo tercero: Contaminación en las aguas.**

### **3.1 Contaminantes de las aguas.**

Una vez que el agua ha sido usada en algún propósito, y después regresada, está contaminada en una forma o en otra; las actividades agrícolas la regresan con fertilizantes, pesticidas y sales; las actividades municipales cotidianas devuelven agua de drenaje y agua con residuos de productos comerciales; las plantas generadoras de electricidad la retornan con temperatura elevada; la industria arroja a las aguas una amplia variedad de contaminantes químicos y de desechos orgánicos. Varios de estos contaminantes son también *residuos peligrosos*<sup>25</sup>, enumerados en las normas oficiales mexicanas NOM-052-ECOL-1993 y NOM-053-ECOL-1993, como se ve en el cuadro 1 del anexo.

El término *contaminación* puede ser entendido como un cambio en la calidad física, química, radiológica y/o biológica de un recurso, causada por el hombre o debido a las actividades humanas que son dañinas a la existencia, al futuro o a los usos potenciales del recurso<sup>26</sup>. En general, un *contaminante* es toda aquella sustancia ajena a la composición natural de un sistema, o presente en una cantidad mayor a la habitual en el mismo, introducida en él. Así, por ejemplo, sustancias como los iones fosfato son encontradas en forma natural en las aguas superficiales, pero mediante actividades antropogénicas varios cuerpos de agua se han enriquecido a tal grado en estos iones que se han deteriorado muy rápido. Se puede decir también que cualquier sustancia o condición que interfiera con la disolución o con la transferencia de oxígeno, es una forma de contaminación<sup>27</sup>. Por ejemplo, los sólidos en suspensión impiden la llegada de la luz a los organismos fotosintéticos, reduciéndose la producción de oxígeno; las grandes cantidades de sólidos aumentan la viscosidad, lo cual impide la transferencia de oxígeno; las sustancias disueltas, aun en el caso que no sean ni nutrientes ni tóxicos, reducen la solubilidad del oxígeno en el agua.

Los contaminantes del agua se pueden clasificar en:

1. Patógenos.
2. Residuos demandantes de oxígeno.
3. Nutrientes.
4. Sales.
5. Metales pesados.
6. Pesticidas.
7. Compuestos orgánicos volátiles.
8. Hidrocarburos aromáticos polinucleares.
9. Contaminación térmica.

---

<sup>25</sup> Véase Terminología.

<sup>26</sup> Salomons et al. Heavy Metals, problems and solutions, p 34.

<sup>27</sup> Winkler, Tratamiento biológico de aguas de desecho, p 27.

Los contaminantes, una vez que ingresan al agua, pueden tener diferentes destinos, de acuerdo a uno o más de los siguientes procesos<sup>28</sup>:

1. De transporte: Pueden ocurrir por los siguientes mecanismos:

- Advección: Los contaminantes (disueltos, suspendidos o adsorbidos en los sedimentos) son transportados por el flujo hidráulico.
- Sedimentación: afecta a los contaminantes suspendidos y a los adsorbidos en partículas suspendidas. La rapidez de deposición puede afectar su concentración en disolución debido al equilibrio de adsorción.
- Precipitación / disolución: Este proceso altera la disponibilidad del contaminante para otros procesos.

2. De transformación: Entre ellos están los de biomodificación, que es efectuado por microorganismos.

3. Procesos de especiación: Pueden ser:

- a) Equilibrios ácido-base: Determinan el estado iónico de ácidos y bases, y altera la volatilidad y el proceso de precipitación / disolución.
- b) Adsorción / Absorción: Los contaminantes hidrófobos se ad/absorben, de acuerdo con el equilibrio respectivo, en los sedimentos suspendidos, compartiendo su destino.

4. Bioacumulación: Se refiere a la entrada de compuestos no degradables y no asimilables (comúnmente tóxicos) en la cadena trófica. La bioconcentración se refiere a la toma primaria de estos compuestos, mientras que la biomagnificación se refiere a su toma como parte de una relación presa-predador (por ejemplo, alimentos contaminados o predadores de bajo orden) Bioacumulación es el estado final en la ruta de los contaminantes.

A continuación se presenta información sobre los contaminantes antes enumerados<sup>29</sup>:

### 3.1.1 Patógenos

Un patógeno es un organismo que causa enfermedades, crece y se multiplica en un anfitrión. El crecimiento de estos patógenos en el anfitrión es llamado infección. Los patógenos pueden ser virus, bacterias, protozoarios y helmintos, y suelen morir en el agua, pero la rapidez a la que esto ocurre no es muy elevada, de tal forma que se les encuentra por varios días en el agua contaminada. El agua contaminada se asocia a enfermedades

<sup>28</sup> Salomons, Ídem, p 46-47.

<sup>29</sup> Basada en: Gilbert, Ídem, p 171-184; Salomons et al. Ídem, p 33-51; Baird, C. Environmental Chemistry, capítulos 6 y 7; Beck, W. B., Controlling VOCs emissions during wastewater treatment, Chem. Eng., Aug., 2000, p 113-116; Winkler, Tratamiento biológico de aguas de desecho, p 27-28; Moreno-Grau, Toxicología ambiental, p 198.

infecciosas de varias maneras, según el modo en que se relaciona con la adquisición de algún mal:

- Enfermedades flotantes: Son esparcidas por la ingestión de agua contaminada, como el cólera, la tifoidea, la disentería bacilar y la hepatitis infecciosa.
- Enfermedades debidas a la falta de lavado con agua, como tracoma, escabiosis (sarna), disentería y fiebre transportada por piojos (*louseborne fever*).
- Enfermedades basadas en el agua: Aquí, el agua es el hábitat para organismos anfitriones intermedios, y se requiere el contacto con ella, pero no necesariamente su ingestión. Esquistosomiasis y dracunculiasis (gusano de Guinea) son algunos ejemplos de estos males.
- Enfermedades relacionadas con el agua: El agua es también un hábitat para el anfitrión intermedio, pero no se requiere contacto con el agua porque el organismo anfitrión es el vector de infección. La malaria, la filariasis, la fiebre amarilla y el dengue pertenecen a esta clase.

### 3.1.2 Residuos demandantes de oxígeno.

Los residuos demandantes de oxígeno son sustancias que se oxidan en el agua, con o sin la acción de bacterias, lo cual lleva a una reducción de la concentración de OD en el agua. Conforme el OD disminuye, varias formas de vida acuática son amenazadas, y en casos extremos mueren, al mismo tiempo que el agua presenta olores, sabores y colores indeseables. Estos residuos pueden ser sustancias orgánicas biodegradables contenidas en los desechos municipales e industriales y algunos compuestos inorgánicos oxidables, además de los casos de animales muertos y de desechos biológicos que ocurren cotidianamente en la naturaleza.

En el agua viven varios tipos de microorganismos, los cuales son capaces de degradar o utilizar muchas de las sustancias contaminantes del agua. Los microorganismos acuáticos pueden dividirse en aquellos que requieren oxígeno molecular disuelto para su crecimiento, y en los que no lo necesitan. Los primeros se llaman “aeróbicos” y los otros “anaeróbicos”. Aquellos que sólo pueden vivir en presencia de oxígeno se llaman “aeróbicos obligados”. Los que sólo sobreviven en ausencia de  $O_2$  disuelto son denominados “anaeróbicos obligados”. Algunos microorganismos son capaces de cambiar su metabolismo de tal forma que pueden sobrevivir tanto con como sin oxígeno disuelto, y son llamados, con la misma exactitud, “aeróbicos facultativos” o “anaeróbicos facultativos”. Algunos microorganismos son capaces de usar el oxígeno combinado en moléculas o iones diferentes a la de  $O_2$ , como los nitratos y los nitritos, cuando no se tiene oxígeno molecular disuelto disponible.

Bioquímicamente, los procesos aeróbicos son eficientes y rápidos, generando productos químicamente simples y altamente oxidados. En tanto, los procesos anaeróbicos son ineficientes desde el mismo punto de vista, creando productos químicamente complejos y con malos aromas.

### 3.1.3 Nutrientes.

Estos son sustancias tales como nitrógeno, fósforo, carbón, azufre, calcio, potasio, hierro, manganeso, boro y cobalto, esenciales para la vida. Un nutriente se considera contaminante cuando su concentración es suficientemente alta para permitir el crecimiento excesivo de plantas acuáticas, particularmente algas. Con el tiempo, las algas mueren y se descomponen, hecho que vuelve a esta agua no apta para sostener otras formas de vida (por la alta demanda de OD en el proceso de descomposición de las algas), acelera el proceso de eutricación y la hace objetable para usos humanos.

### 3.1.4 Sales.

A lo largo de su paso entre suelos y rocas en su camino al mar, el agua acumula varias sales. Éstas contienen cationes como sodio, calcio, magnesio y potasio, y aniones como cloruros, sulfatos y bicarbonatos. Una medida de las sales disueltas en el agua se da de manera aproximada como la cantidad de sólidos disueltos totales (SDT). El agua dulce contiene menos de 1 500 ppm de SDT, la salobre tiene hasta 5 000 ppm y la salina más de 5 000 ppm.

Aunque toda el agua natural contiene alguna cantidad de sales, las actividades humanas contribuyen a incrementarlas; por ejemplo, muchas industrias vierten desechos con altas concentraciones, y los escurrimientos superficiales pueden tener mucha sal cuando ésta se usa para evitar que se forme hielo en las carreteras. Sin embargo, el proceso en el cual se obtiene agua dulce mediante evaporación es el que causa los problemas más fuertes de salinidad.

La tierra de agricultura de riego, especialmente en áreas áridas, es vulnerable a una acumulación de sales debido a la evaporación en el propio campo de cultivo. Además, el agua de riego suele tener pérdidas por evaporación, lo cual hace que su salinidad aumente. De igual forma, el agua que escurre de los sembradíos va tomando sales del suelo y de las rocas con las que se encuentra.

Los problemas de salinidad en los campos de cultivo son importantes en Irak, Pakistán, México, Argentina, Malí y África del Norte, entre otros. Este problema suele solucionarse mediante un flujo de agua adicional, lo cual incrementa los costos y la cantidad de agua de desecho.

### 3.1.5 Metales pesados.

En este trabajo, se considera como un metal a un elemento que dará uno o más electrones para formar un catión en una solución acuosa. Bajo esta definición se puede decir que hay casi 80 elementos que pueden ser clasificados como metales. El término Metal Pesado comúnmente empleado se refiere a metales con una gravedad específica mayor a 4 ó 5. Trece metales y metaloides son reconocidos como potencialmente peligrosos para el hombre y la vida acuática por diversas agencias ambientales del mundo.

Los escurrimientos urbanos son la principal fuente de metales tóxicos, aunque también hay aportaciones de tipo natural que los aportan al agua. La contaminación de sistemas acuáticos debida a metales tóxicos es, por definición, de origen antropogénico. Las fuentes difusas de tipo urbano e industrial han sido identificadas como las fuentes primarias de este tipo de contaminantes. Las de tipo industrial provienen principalmente de las plantas de fundición, de las fábricas de acero, del procesado y manufactura de metales y de las plantas de procesado de minerales. En las zonas urbanas los orígenes de estos metales son el elevado tráfico de automóviles y el deterioro de infraestructura (autopistas, techos metálicos, tubos de metal corrugado, tubos viejos de plomo, áreas de almacenamiento, estacionamientos, rellenos sanitarios, canales y de otros sitios)

Muchos metales se encuentran en la naturaleza en forma de minerales en el suelo y en las rocas. Cuando hay algún cambio en el pH o en otros parámetros, estos metales forman complejos químicos que les permiten cambiar su sitio y su disponibilidad.

La mayoría de los metales son tóxicos, incluyendo al aluminio, arsénico, berilio, bismuto, cadmio, cromo, cobalto, cobre, hierro, plomo, manganeso, mercurio, níquel, selenio, estroncio, talio, estaño, titanio y cinc. Algunos de estos metales, como el cobre, el cromo y el hierro, sólo lo son cuando se encuentran a elevadas concentraciones, y pueden causar daños al sistema nervioso y al riñón, creación de mutaciones e inducción a tumores. En general, los metales no pueden ser degradados, por lo que prácticamente son indestructibles en el medio ambiente.

Entre los metales más frecuentemente descargados desde fuentes puntuales de contaminación están el cobre, el cinc, cromo, plomo y níquel, aunque al considerar los efectos al medio ambiente, se tiene que los metales más importantes son: Antimonio, arsénico, berilio, cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, níquel, selenio, plata, talio y cinc. De entre estos últimos, los metales pesados trascendentes son el mercurio ( $\rho = 13.5 \text{ g/cm}^3$ ), el plomo ( $\rho = 11.3 \text{ g/cm}^3$ ), el cadmio ( $\rho = 8.7 \text{ g/cm}^3$ ) y el arsénico ( $\rho = 5.8 \text{ g/cm}^3$ ).

Desde el punto de vista bioquímico, la acción tóxica de los metales pesados proviene de la gran afinidad de sus cationes por el azufre. Así, los grupo  $-\text{SH}$ , comunes en las enzimas que controlan la rapidez de reacciones metabólicas críticas en el ser humano, atacan fácilmente a los cationes de estos metales, o a las moléculas que los llevan, lo cual resulta en enlaces metal – azufre que afectan a la enzima entera, con lo que ésta no puede actuar normalmente y la salud humana es seriamente afectada, fatalmente en varios casos<sup>30</sup>. Los metales pueden ser inhalados, como suele pasar con el plomo, o ingeridos, aunque el grado de absorción en el cuerpo depende de las características particulares del metal en cuestión:

De los metales pesados tóxicos, el mercurio es el más importante respecto a su acumulación en cantidades crecientes en las cadenas tróficas. Por ejemplo, las ostras y los mejillones pueden presentar niveles de mercurio (y de cadmio) de hasta 100 000 veces el del agua en la cual viven.

---

<sup>30</sup> Baird, C. Ídem, p 382.



### 3.1.5.1 Destino de los metales en las aguas<sup>31</sup>:

En los sistemas acuáticos los metales pueden estar tanto en solución como en fracciones de partículas. Las fracciones del sedimento que pueden interactuar con los compuestos de los metales tóxicos están donde los metales precipitados residen, e incluyen partículas finas y orgánicas (como arcilla). Las arcillas y la materia orgánica en forma de partículas actúan como el medio de transporte de los metales en los sistemas acuáticos, y pueden absorber o coprecipitar contaminantes como fosfatos, amoníaco, químicos orgánicos polares y no polares, y metales tóxicos.

El proceso de movimiento de sedimentos cohesivos, deposición y erosión es más complejo que el de los sedimentos no cohesivos.

Como los metales generalmente no se degradan, volatilizan o decaen por fotólisis, su destino en el agua natural es controlado por los procesos de transporte. Además, los metales se especian en diferentes maneras, las cuales pueden variar en su toxicidad y en su comportamiento. A continuación se mencionan los posibles procesos involucrados en la transformación y transporte de metales en sistema acuáticos.

| Procesos de transformación y transporte. |                      |                        |                       |                                    |                                  |                    |
|--|----------------------|------------------------|-----------------------|------------------------------------|----------------------------------|--------------------|
|  | Intercambio aniónico | Potencial ab/adsorción | Hidrólisis ácido-base | Complejación: Ligandos inorgánicos | Complejación: Ligandos orgánicos | Metilación o redox |
| Cd                                       |                      | *                      | *                     | *                                  | *                                |                    |
| As                                       | *                    |                        |                       |                                    |                                  | *                  |
| Hg                                       |                      | *                      | *                     | *                                  | *                                | *                  |
| Se                                       | *                    |                        |                       |                                    |                                  | *                  |
| Pb                                       |                      | *                      | *                     | *                                  | *                                | *                  |
| Zn                                       |                      | *                      | *                     | *                                  | *                                |                    |
| Cu                                       |                      | *                      | *                     | *                                  | *                                |                    |

Cuadro 3-1: Procesos involucrados en la transformación y transporte de algunos metales y metaloides.

Fuente: Salomons, Ídem, p 47

La sedimentación de sólidos contaminados con metales ocurre mucho más frecuentemente en lagos o reservorios que a lo largo de ríos, pues las condiciones hidráulicas son mucho más tranquilas.

### 3.1.6 Pesticidas.

El término *pesticida* cubre varios compuestos que sirven para matar organismos que el ser humano considera indeseables. Los pesticidas se dividen en insecticidas, herbicidas, rodenticidas, fungicidas, etc.

<sup>31</sup> Salomons, Ídem, p 44-49.

### 3.1.6.1 Insecticidas:

Los insecticidas comenzaron a ser usados para controlar enfermedades que son transmitidas por los insectos, y después comenzó su uso contra insectos como la mosca y los mosquitos, simplemente por resultar molestos. Hay cuatro grupos principales de insecticidas sintéticos, a saber: *Organoclorados* (hidrocarburos clorados), *organofosforados*, *carbamatos* y *piretroides*.

| PESTICIDAS    |                          |                   |                          |
|---------------|--------------------------|-------------------|--------------------------|
| Tipo          | Organismo al que combate | Tipo de pesticida | Organismo al que combate |
| Acaricida     | Aradores o ácaros.       | Insecticida       | Insectos                 |
| Alguicida     | Algas                    | Larvicida         | Larvas de insectos       |
| Ovicida       | Aves                     | Moluscocida       | Caracoles y babosas      |
| Bactericida   | Bacterias                | Nematicida        | Nemátodos                |
| Desinfectante | Microorganismos          | Piscida           | Peces                    |
| Fungicida     | Hongos                   | Rodenticida       | Roedores                 |
| Herbicida     | Plantas                  |                   |                          |

Cuadro 3-2: Pesticidas.  
Fuente: Baird, idem, p 295.

Dentro de los *organoclorados* se tiene al DDT, Heptaclor, Aldrín, Dieldrín, Endosulfan, DDD, Toxafeno, Kepone®, etc. El DDT fue usado contra insectos vectores de males como malaria y el tifo. Su toxicidad para los humanos es baja, pero es persistente en la cadena trófica, de tal forma que a niveles más altos (como los consumidores terciarios) las cantidades de este compuesto son muy altas. Mediante restricciones en su uso, sus niveles en el medio ambiente han disminuido, pero no se han eliminado ni siquiera en los países donde está prohibido su uso debido a que el aire les transporta desde las naciones que aun les emplean para controlar enfermedades. En México se usaron 600 Ton de DDT en 1996 para controlar la malaria, acordándose disminuir su uso a 120 Ton en 2002 y, si hay un buen sustituto, en 2007 dejará de usarlo.

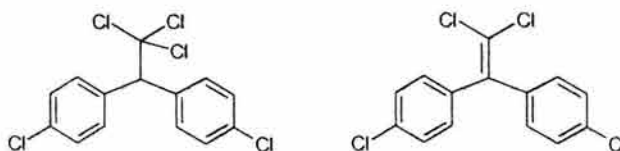


Fig. 3-1: DDT (p-dicloro difenil tricloro etano) y DDE.

La mayor parte de los compuestos organoclorados están unidos a partículas orgánicas suspendidas en el agua y en los sedimentos de ríos y lagos, y es de estas fuentes de donde los organismos, como los peces, los toman. Los insecticidas organoclorados son muy persistentes (permanecen mucho tiempo en el ambiente antes de ser degradado) y son muy solubles en hidrocarburos, lo cual lleva a que se acumulen en el tejido graso.

Muchos insectos han desarrollado resistencia a estos insecticidas, lo cual, aunado al efecto nocivo en los ecosistemas y el potencial efecto carcinógeno en el ser humano, ha llevado a su reemplazo por los organofosforados y los carbamatos.

Algunos insecticidas *organofosforados* son el Paratión, Malatión, Diazinón, TEPP y el Dimetoato. Estos son efectivos contra muchos insectos y no son persistentes, pero son mucho más tóxicos que los organoclorados. Estas sustancias se absorben por la piel, el tracto intestinal (ingestión) y los pulmones, y en cantidades excesivas producen temblores, confusiones, balbuceos y problemas de habla, tironeo muscular y convulsiones.

Todos estos insecticidas tienen un átomo de fósforo pentavalente en el centro, al cual están conectados:

1. Un átomo de S o de O doblemente enlazado.
2. Dos grupos metoxi o etoxi enlazado de forma simple.
3. Una cadena más larga simplemente enlazada mediante un átomo de S o de O.

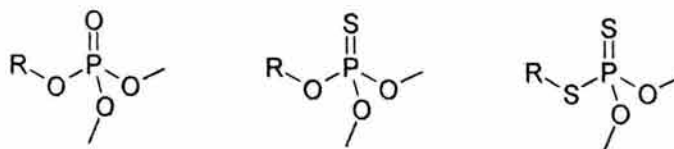


Fig. 3-2. Tipos de estructuras de insecticidas organofosforados: De izquierda a derecha son fosfatos, fosforotioatos, y fosforoditioatos.

Su solubilidad relativa en agua y lípidos es variable, al igual que su tendencia a la adsorción y su movilidad en el subsuelo. Por ejemplo, la solubilidad del malatión es  $S = 145 \text{ mg/L}$  a  $20^\circ \text{C}$ , mientras que  $S = 11 \text{ mg/L}$  para el paratión. De ellos, el primero tiene alta movilidad y el segundo no.

Los *carbamatos* son derivados del ácido carbámico y son menos persistentes que los organoclorados, pero son también muy tóxicos. Algunos son el Propoxar, Carbarilo y Aldicarb. La exposición aguda a ellos causa náuseas, vómito, visión borrosa y, en casos extremos, convulsiones y muerte.

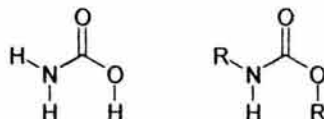


Fig. 3-3: Ácido carbámico y fórmula general de los carbamatos.

Tanto los carbamatos como los organofosforados son inhibidores de la acetilcolinesterasa, encargada de la degradación metabólica del neurotransmisor acetilcolina.

Los *piretroides* se derivan del piretro. Los piretroides sintéticos son ésteres de dos categorías: los que contienen ciclopropano y los de cadena abierta. Su comportamiento ambiental varía de acuerdo a la estructura molecular, pero en general su biodegradación es rápida, con tiempos de vida media de algunos días en aguas y suelos, aunque tienden a bioacumularse en organismos acuáticos y son muy tóxicos para los peces.



### 3.1.6.2 Herbicidas:

Ya desde tiempos bíblicos se usaban sales o una mezcla de salmuera y cenizas para volver infértil a las regiones conquistadas. Al principio se usaban compuestos inorgánicos de sodio y cobre; posteriormente, derivados orgánicos del As reemplazaron a los inorgánicos, pero como eran persistentes en los suelos, los actuales herbicidas son completamente orgánicos.

Una clase moderna de herbicidas es la de las triazinas, las cuales se basan en una estructura aromática simétrica que tiene átomos de N y de C alternados:

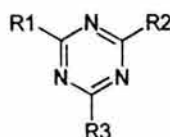


Figura 3-4: Fórmula general de las triazinas.

En las triazinas, R1 = Cl y R2 = R3 = grupo amino. El mejor ejemplo es la atrazina, la cual se usa para controlar la mala hierba en cultivos de maíz y de soya, y comúnmente se aplican sólo unos pocos kilogramos por hectárea.

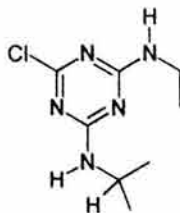


Figura 3-5: Atrazina

Bioquímicamente, la atrazina actúa impidiendo una etapa de la fotosíntesis en la fase fotoquímica que inicia la reducción del CO<sub>2</sub> atmosférico a carbohidratos. Las plantas más altas, como el maíz, toleran a la atrazina mejor que la maleza, degradándola rápidamente en metabolitos no tóxicos. El riesgo ecológico principal es la muerte de plantas sensibles en sistemas acuosos cercanos a campos agrícolas.

La atrazina es algo soluble en agua (30 ppm), por lo que puede ser liberada de las partículas del suelo por arrastre en corrientes de agua de lluvia. Pese a que sólo es estable por unos pocos meses, sus metabolitos persisten por varios años. No es bien conocido su efecto en la salud humana, pero, por ejemplo, la EPA la considera como un posible carcinógeno.

Además de las triazinas, las cloroacetamidas, derivadas del ácido cloroacético, son ampliamente usadas. La concentración de estas sustancias en el agua que drena los campos agrícolas se puede detectar sólo en temporadas. El Aloclor y el Metolaclor, herbicidas comunes de este tipo y tóxicos para los peces, en ocasiones se encuentran en el agua subterránea bajo campos de maíz. El Metolaclor se degrada en el medioambiente mediante la acción de la luz solar.



Figura 3-6: Ácido cloroacético y estructura general de los herbicidas tipo cloroacetamidas.

Otros herbicidas son los de tipo fenoxi, derivados del fenol. Estos son potencialmente causantes de un cáncer llamado Linfoma de Hodgkin. Uno de estos herbicidas es el 2,4,5-T (nombre comercial) Por desgracia, ocurre una reacción lateral que convierte una pequeña porción del tricloro fenol (como triclorofenóxido), obtenido como subproducto de la síntesis del 2,4,5-T, en *dioxina* (tetraclorodibenzo-*p*-dioxina).

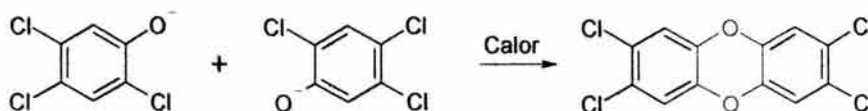


Figura 3-7: Obtención de *dioxina* (2,3,7,8-TCDD) en la síntesis de 2,4,5-T.

La reacción anterior produce un anillo de 6 miembros que une los dos anillos de benceno. Este anillo contiene 2 átomos de oxígeno localizados en posición *para*, de la misma forma que se tiene en la molécula 1,4-dioxina o *p*-dioxina:



Figura 3-8: *p*-dioxina

La “Dioxina” es el compuesto más tóxico de entre los de su tipo. La reacción lateral que la produce es de 2° orden respecto al triclorofenóxido, de tal forma que su formación es más rápida con el incremento de la concentración de triclorofenol y con el de temperatura. Las dioxinas más tóxicas son las que tienen 3 ó 4 átomos de cloro en posición  $\beta$  y los que tienen pocos o ningún Cl en posición  $\alpha$ .

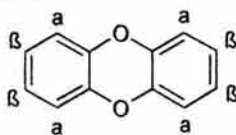


Figura 3-9: Posiciones en moléculas del tipo de la *dioxina*.

Así, como ya se mencionó, el compuesto más tóxico de este tipo es el 2,3,7,8-tetradiclorodibenzo-*p*-dioxina (2,3,7,8-TCDD), el cual tiene 4 átomos de cloro en posición  $\beta$  y ninguno en  $\alpha$ :

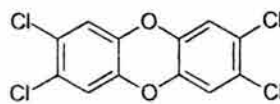


Figura 3-10: 2,3,7,8-TCDD

Una vez creadas, las dioxinas son transportadas a otros sitios principalmente por la acción del aire. Poco a poco se depositan, y pueden entrar a la cadena trófica, bioacumulándose en plantas y animales.

### 3.1.7 Compuestos orgánicos volátiles (VOCs).

Estos están entre los contaminantes más comúnmente del agua subterránea. Usualmente son usados como disolventes, y varios son (o se sospecha que sean) carcinógenos y mutágenos. Como son volátiles, no suelen encontrarse en concentraciones mayores a unos pocos  $\mu\text{g/L}$  en aguas superficiales, pero en aguas subterráneas su concentración puede llegar a ser cientos o miles de veces mayor. Su volatilidad sugiere que el método de tratamiento sea el de airear el agua para permitirles vaporizarse.

De estos, 5 son particularmente tóxicos y su presencia en el agua potable es preocupante: cloruro de vinilo, tetra cloro etileno, tri cloro etileno, 1,2-dicloro etano y tetra cloruro de carbono.

El más tóxico de ellos es el cloruro de vinilo, pues es carcinógeno. El tetracloro etileno es un solvente que causa tumores en animales y es el más encontrado en el agua subterránea. El tricloro etileno es un posible carcinógeno y está entre los contaminantes más encontrados en aguas subterráneas. El 1,2-di cloro etano no se considera carcinógeno, pero en altas concentraciones causa daños al sistemas nervioso central, hígado y riñones; es algo soluble en agua, lo que dificulta su eliminación por medio de agotamiento con aire. El tetracloruro de carbono es una agente de limpieza y un solvente muy tóxico si se ingiere (pocos mililitros pueden causar la muerte), aunque es casi insoluble en agua.

### 3.1.8 Hidrocarburos aromáticos polinucleares (o policíclicos, PAHs)

Son una serie de compuestos que contienen varios anillos bencénicos unidos entre si al compartir un par de átomos de carbono adyacentes de cada anillo. Por ejemplo, se tiene el naftaleno:

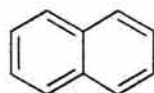


Figura 3-11: Naftaleno

Además de ser contaminantes atmosféricos, los PAHs son también contaminantes serios de las aguas. Son generados en cantidades sustanciales en la producción de derivados de alquitrán de hulla, como la creosota, un preservativo de maderas. Los lixiviados de la creosota usada para preservar los maderos inmersos de los muelles pesqueros representan una importante fuente de contaminación a crustáceos.

En agua potable, los niveles de PAHs son de sólo unos pocos nanogramos por litro, de tal forma que no es una fuente de estos compuestos para el ser humano. Los PAHs más grandes se bioacumulan en los tejidos grasos de algunos organismos acuáticos, causando lesiones en el hígado y tumores en algunos peces.

De los PAHs, el más notorio por sus efectos carcinógenos es el benzo[ $\alpha$ ]pireno:

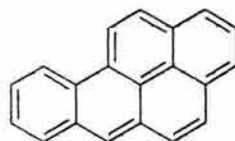


Figura 3-12: Benzo[a]pireno.

### 3.1.9 Contaminación térmica.

Ésta se presenta cuando una industria o alguna planta generadora de energía usan agua como fluido de enfriamiento y es liberada en una corriente local o un lago, pues un incremento de temperatura puede afectar adversamente la vida en la vecindad del sitio de descarga. En casos extremos, si la temperatura se elevara por encima de 60 ° C, buena parte de la población microbiana sería eliminada.

Cuando la temperatura del agua aumenta, dos factores se combinan y dificultan la vida acuática: El incremento en la actividad metabólica de las especies, comúnmente en un factor de 2 por cada aumento de 10 ° C, causando un mayor consumo de oxígeno disuelto por los organismos. El segundo, que ocurre al mismo tiempo, es la reducción del suministro de oxígeno disuelto debido tanto a la mayor asimilación de desechos como a la menor solubilidad del oxígeno molecular libre debido al incremento en la temperatura.

## 3.2 Efectos de los contaminantes químicos sobre los sistemas acuáticos que los contienen.

### 3.2.1 Envenenamiento<sup>32</sup>.

Si se descargan residuos tóxicos a un cuerpo de agua se puede matar a la población bacteriana. Los microorganismos presentan diferentes susceptibilidades ante los materiales tóxicos. Así, el fenol mata a muchos organismos, pero ciertas bacterias del género de las *Pseudomonas* lo pueden usar como nutriente (salvo que esté en concentraciones muy elevadas). Las sustancias tóxicas que pueden descomponerse mediante procesos naturales, biológicos o químicos, son llamadas *venenos parciales*, mientras que un *veneno verdadero* es aquel que no pierde su toxicidad, tal como el plomo, el arsénico y algunos compuestos persistentes como ciertos plaguicidas. Muchos microorganismos pueden sobrevivir con venenos verdaderos si se hallan presentes en bajas concentraciones, aunque su crecimiento se podría ver inhibido. Sin embargo, los venenos verdaderos pueden acumularse en el medio ambiente y volverse un riesgo.

Los valores extremos de pH son letales o peligrosos para los seres vivos. De tal forma que se puede considerar el envenenamiento por iones hidrogeno e hidroxilo, según el pH.

<sup>32</sup> Winkler, Tratamiento biológico de aguas de desecho, p 23-27.

### 3.2.2 Nutrientes y eutricación<sup>33</sup>.

Los nutrientes contaminan cuando entran en un cuerpo de agua en cantidad suficiente como para impedir la autopurificación natural de ésta, lo cual pasa sobretodo cuando los solutos no son tóxicos para la población microbiana. Se dice que la disponibilidad de oxígeno molecular disuelto en el agua es el factor clave que limita la capacidad de autopurificación de un cuerpo de agua, pues es la sustancia esencial para el crecimiento de los microorganismos aeróbicos.

Si los nutrientes entran al agua a una rapidez tal que su consumo de oxígeno disuelto es mayor que la reposición de éste, el agua se desoxigena. En esta situación, ningún aeróbico obligado puede sobrevivir en el agua. Además, la carencia de oxígeno causa que los contaminantes orgánicos se acumulen en el agua y sean degradados mediante procesos anaeróbicos. En un cuerpo de agua anaeróbico hay ciertas bacterias muy peligrosas que son anaeróbicas obligadas, como las causantes del tétanos y del botulismo; se puede producir ácido sulfhídrico, y se tiene la conversión de compuestos inorgánicos de mercurio a compuestos orgánicos.

Cuando los nutrientes son aprovechados aeróbicamente, una parte se usa en la síntesis de nuevos microorganismos (o nueva biomasa) Si no entran más nutrientes, algunos de los microbios mueren y se desintegran en sus componentes, que son utilizados por los organismos que sobreviven, conservándose la población inicial. No obstante, si el suministro de nutrientes se mantiene, pero a una rapidez no lo suficientemente alta como para agotar el oxígeno disuelto, la población microbiana se incrementará de manera estable hasta un nivel más alto. Así, un cuerpo de agua contaminado parcialmente puede mantener una población bacteriana mayor que un cuerpo limpio, lo cual le permite tener una mayor autopurificación y, como puede asimilar más rápidamente a los nutrientes adicionales, es menos sensible a la contaminación adicional que una corriente limpia.

La *eutricación* puede ser considerada como la producción primaria excesiva de algas y plantas más altas, estimulada por nutrientes inorgánicos tales como nitrógeno y fósforo. Este último, comúnmente como fosfato, suele ser el nutriente limitante debido a que la cantidad de fósforo biológicamente disponible es chica respecto a la requerida para el crecimiento de las algas. Cabe comentar que Winkler<sup>34</sup> afirma que “durante muchos años se consideró que los fosfatos constituían los nutrientes que controlan la eutricación, en conexión con su creciente concentración en los residuos domésticos. En muchas corrientes naturales, el fosfato está presente como resultado de la lixiviación de las rocas, y el nutriente que controla el crecimiento es el nitrógeno, especialmente en la forma de nitratos”. Sin embargo, el nitrógeno es el nutriente que controla el crecimiento de las algas sólo cuando el fosfato está en altas cantidades y hay poco nitrógeno en el medio. El hecho de que se suele considerar al fósforo como el nutriente limitante se apoya también en que las algas verdes y azules, cuyo crecimiento se estimula en la eutricación, pueden fijar el nitrógeno atmosférico. Justus Liebig, en 1840, dijo que “el crecimiento de las plantas es

---

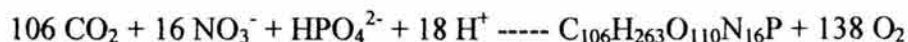
<sup>33</sup> Basado en Winkler, Ídem, p 24-33; Harrison, R. M., Understanding our Environment, p 125-130; Hammer, Water and Wastewater Technology, p 163-168; Gilbert, M., ídem, p 207-215.

<sup>34</sup> Winkler, ídem, p 30.



dependiente de la cantidad de comestibles que es presentada en la cantidad mínima". Así, la eutricación depende (y puede controlarse) del nutriente limitante.

Para ver las cantidades relativas de P y N que toman las algas, se toma la representación siguiente del proceso fotosintético:



Usando una relación estequiométrica entre la masa del nitrógeno y del fósforo se tiene que:

$$\frac{N}{P} = \frac{16 \times 14}{1 \times 31} = 7.2$$

Así, se muestra de manera aproximada que toma 7 veces más masa de nitrógeno que de fósforo para producir una masa de algas dada. De una manera aproximada, cuando la concentración de nitrógeno en el agua (mg/L) es más de 10 veces la de fósforo, el cuerpo de agua probablemente estará limitado por el fósforo, mientras que si es menor será limitado por nitrógeno (en el crecimiento de algas)

Así, cuando estén presentes cantidades elevadas de nitrógeno y fósforo, se tiene un crecimiento considerable de algas y de otros microorganismos. En el crecimiento microbiano, el fósforo se asimila como fosfatos y el nitrógeno casi siempre se asimila como amoníaco, aunque algunos microorganismos pueden usar los nitratos; mientras, la mayor parte de las algas asimilan el nitrato y sólo pocas el amoníaco.

En un ecosistema balanceado, el resultado de la descomposición de la materia orgánica en  $\text{CO}_2$ , proceso que consume oxígeno molecular disuelto, y del crecimiento de organismos fotosintéticos, que consumen  $\text{CO}_2$  y producen  $\text{O}_2$  (ac), es benéfico. Sin embargo, en ocasiones puede perderse el balance, como cuando hay un crecimiento excesivo de organismos consumidores de oxígeno, lo cual produce condiciones anaeróbicas, o como cuando se tienen demasiados organismos fotosintéticos (eutricación) La fotosíntesis es causa de la creación de materia orgánica a partir de materiales inorgánicos, incrementando la cantidad de materia orgánica en sitios donde sólo había una cantidad reducida de ella. Cuando estos organismos fotosintéticos mueren, sus componentes se vuelven en materiales orgánicos que demandan oxígeno del agua para su degradación. Además, en ausencia de luz, muchas algas usan oxígeno para obtener energía de la descomposición oxidativa de compuestos orgánicos previamente fotosintetizados (en los que se almacenó energía luminosa en forma de energía química) Así, un crecimiento grande de algas puede causar, durante el día, una saturación del agua en oxígeno disuelto, mientras que durante la noche puede originar una seria desoxigenación. Cuando se tiene una capa de algas demasiado gruesa posiblemente la luz no penetra hasta los estratos inferiores de ésta, por lo cual estos organismos usan oxígeno de estas zonas.

Las fuentes de nutrientes pueden ser discretas (específicas) o difusas (no bien especificadas, como los escurrimientos de campos agrícolas). Los lagos eutróficos, altamente productivos y frecuentemente turbios por la presencia de algas, pueden ser

contrastados con los lagos oligotróficos, los cuales no son muy productivos y suelen estar limpios en el verano (véase *lago* en la sección de terminología)

La forma común del fósforo que la biota puede usar en el agua es como *ortofosfato* soluble. La movilidad potencial y la biodisponibilidad del fósforo sedimentario es gobernada principalmente por las asociaciones químicas y por las interacciones del fósforo con los diferentes componentes sedimentarios. La remoción o transporte de fósforo a los sedimentos involucra principalmente al fósforo orgánico, principalmente de biota depositada, muerta y decadente, y al fósforo inorgánico como ortofosfato en partículas inorgánicas. Se han desarrollado varios estudios sobre el fraccionamiento y los perfiles del fósforo en los sedimentos de los lagos, muchos de los cuales incorporan la medición del fósforo del agua de los poros (de los sedimentos) Estos han demostrado que la disolución de los hidróxidos de hierro controlada por reacciones redox bajo condiciones reductoras a profundidad libera ortofosfatos solubles. Estos entonces se difunden hacia arriba y hacia abajo del agua de los poros, para ser reabsorbidos o coprecipitados con Fe III cercano a la superficie. El fósforo en fase orgánica va decreciendo con la profundidad, lo cual indica el incremento de la liberación de fósforo de la materia orgánica, algo del cual se asociará con el hierro hidratado y con otros óxidos de metales, agregándose a la reserva de fósforo móvil en los poros, o contribuyendo al fósforo soluble no reactivo.

Pese al amplio control de las condiciones redox sobre la movilidad del fósforo en los sedimentos, cuando hay carencia de oxígeno en las capas superficiales de sedimentos no se pueden formar en cantidad suficiente los precipitados de hidróxido de hierro que adsorban fosfatos, con lo que el fosfato de los sedimentos precipitados con anterioridad podría entrar al cuerpo de agua y promover la eutricación.

El control redox no es el único que puede afectar la liberación de fósforo de los sedimentos. Durante la elevada fotosíntesis por el exceso de algas, el pH sube conforme el  $\text{CO}_2$  es usado, incrementándose el ión  $\text{HCO}_3^-$ . Así, en verano se puede tener un mayor nivel de fosfatos en los lagos. Parece que los iones  $\text{OH}^-$  se pueden intercambiar por fosfatos adsorbidos en los lagos alcalinos, liberando fósforo de su asociación con hidróxidos de aluminio y de hierro. Si las aguas son ricas en Ca, éste puede precipitar al fosfato como hidroxiapatita ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ) en las elevadas condiciones de pH. Puede haber otros factores, como la temperatura (a mayor temperatura más liberación de fósforo y más actividad bacteriana, la cual incrementa el consumo de oxígeno disuelto y reduce el potencial redox) y la turbulencia (puede destruir cualquier gradiente de pH a través de la interfase, tipo buffer, sedimento / agua, re suspendiendo los sedimentos ricos en fósforo en el agua de elevado pH).

El proceso de eutricación está directamente relacionado a la cadena trófica acuática. Como ya se mencionó, las algas usan  $\text{CO}_2$ , nitrógeno inorgánico, ortofosfatos y trazas de otros nutrientes para su crecimiento y su reproducción. Estas plantas sirven como alimento a animales microscópicos (zooplancton). Peces pequeños comen este zooplancton, y los peces grandes consumen a los pequeños. La productividad de la cadena trófica acuática está controlada con la disponibilidad de N y P, frecuentemente en bajas cantidades en aguas naturales (limpias) El crecimiento de las plantas y el balance normal de la cadena alimenticia son controlados por la cantidad de estos nutrientes. El exceso de estos nutrientes

desajusta la cadena, promoviendo el crecimiento de las algas azules y verdes, las cuales no se usan fácilmente por el zooplancton. Entonces el agua se torna turbia; masas flotantes de algas son movidas por el viento a la orilla, donde se descomponen de manera anaeróbica. Las algas decadentes se sedimentan en el fondo, reduciendo la cantidad de oxígeno disuelto. Las riberas y las bahías poco profundas se atascan de mala hierba con el crecimiento prolífico de organismos de las raíces. Muchos de los peces no pueden sobrevivir en estas condiciones desfavorables, siendo reemplazados por aquellos más tolerantes.

Las cantidades necesarias de nitrógeno y de fósforo inorgánicos para un crecimiento abundante de algas y de mala hierba son pequeñas. Los límites superiores de concentración aceptados para lagos libres de molestias por algas son de 0.3 mg/L de N de amoníaco y de nitratos, y 0.01-0.015 mg/L de ortofosfato en la temporada en que las aguas se vuelcan, en primavera. Lagos con concentraciones anuales medias totales de nitrógeno y fósforo mayores de 0.8 y 0.1 mg/L, respectivamente, presentan un desarrollo de algas y malas hierbas durante la mayor parte de la temporada de crecimiento.

### **3.3 Contaminación de las aguas en México.**

Los contaminantes pueden ser desechados tanto en las actividades domésticas como en los sectores agrícola e industrial, siendo estos los giros que más contaminan las aguas:

1. Fabricación y/o ensamble de maquinaria y equipo electrónico.
2. Industria de automotriz.
3. Elaboración de productos de plástico.
4. Hilado, tejido y acabado de fibras blandas.
5. Industria de las bebidas.
6. Imprentas y editoriales.
7. Fabricación y ensamble de equipo electrónico.
8. Otros productos metálicos (incluye acabados metálicos).
9. Manufactura de celulosa, papel y sus productos.
10. Fabricación de sustancias químicas básicas.<sup>35</sup>

De estos, varios se encuentran entre las 10 industrias que generan la mayor cantidad de residuos peligrosos en el país:

1. Fabricación y ensamble de maquinaria.
2. Industria automotriz.
3. Equipo electrónico de radio y televisión.
4. Editoriales e imprentas.
5. Otros productos metálicos (incluye acabados metálicos).
6. Sustancias y productos químicos.
7. Elaboración de productos de plástico.
8. Estructuras metálicas.

<sup>35</sup> [www.natlaw.com/pubs/spmxcn9.htm](http://www.natlaw.com/pubs/spmxcn9.htm) , por la Dra. Cristina Cortinas de Nava.



9. Fabricación de maquinaria y equipo.
10. Sustancias químicas básicas.<sup>36</sup>

En las cuencas hidrológicas de México se realizó un estudio sobre los contaminantes mayoritarios, en 1994, por el Instituto nacional de ecología, empleando información generada desde 1988 por diferentes dependencias (Secretarías de desarrollo social y salud, Comisión nacional del agua y compañías Petróleos mexicanos y Comisión federal de electricidad) En dicho trabajo, se encontró lo siguiente<sup>37</sup>:

\* En la cuenca del río San Juan, (Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas), los contaminantes principales fueron metales, particularmente mercurio, plomo, níquel y cadmio, y cianuro.

\* En la cuenca del sistema Lerma-Chapala-Santiago (México, Querétaro, Michoacán, Guanajuato, Jalisco y Nayarit) los contaminantes más frecuentes fueron los metabolitos de plaguicidas organoclorados, cromo, berilio, selenio, mercurio, níquel, plomo, manganeso, zinc y fenoles.

\* En la Cuenca del río Coatzacoalcos (Oaxaca y Veracruz) los contaminantes más frecuentes fueron hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH's), plomo, mercurio, manganeso y fenoles. Los metales que sobresalieron fueron el plomo y el mercurio.

En México existe una normatividad sobre las características de las aguas en el país, tanto sobre las descargas a cuerpos de agua, como sobre los propios recursos hidráulicos nacionales. En particular, la **NOM-001-ECOL-1996** establece los límites máximos de varios contaminantes en las descargas a bienes nacionales. De ella se extrae:

---

<sup>36</sup> *Íbidem.*

<sup>37</sup> *Íbidem.*

| LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES   |                                   |      |                       |      |                |      |
|---|-----------------------------------|------|-----------------------|------|----------------|------|
| Parámetro<br>(miligramos por litro, excepto<br>cuando se especifique) | Embalses naturales y artificiales |      |                       |      | Aguas          |      |
|   | Uso en riego agrícola (B)         |      | Uso público urbano(C) |      | Recreación (B) |      |
|   | P.M.                              | P.D. | P.M.                  | P.D. | P.M.           | P.D. |
| Temperatura en °C<br>(instantáneo)                                    | 40                                |      |                       |      |                |      |
| Grasas y aceites (muestra simple promedio ponderado)                  | 15                                | 25   | 15                    | 25   | 15             | 25   |
| Materia flotante (ausente según NMX-AA-006)                           | Ausente                           |      |                       |      |                |      |
| Sólidos sedimentables (mL/L)  | 1                                 | 2    | 1                     | 2    | 1              | 2    |
| Sólidos suspendidos totales   | 75                                | 125  | 40                    | 60   | 75             | 125  |
| DBO <sub>5</sub>  |                                   | 150  | 30                    |      |                | 150  |
| Nitrógeno total   | 40                                | 60   | 15                    | 25   | N.A.           |      |
| Fósforo total   | 20                                | 30   | 5                     | 10   |                |      |
| Arsénico *  | 0.2                               | 0.4  | 0.1                   | 0.2  | 0.2            | 0.4  |
| Cadmio *  |                                   |      |                       |      |                |      |
| Cobre *   | 4.0                               | 6.0  | 4                     | 6.0  | 4.0            | 6.0  |
| Cromo *   | 1                                 | 1.5  | 0.5                   | 1.0  |                | 1.5  |
| Mercurio *  | 0.01                              | 0.02 | 0.005                 | 0.01 |                | 0.02 |
| Níquel *  | 2                                 | 4    | 2                     | 4    | 2              | 4    |
| Plomo *   | 0.5                               | 1    | 0.2                   | 0.4  | 0.5            | 1    |
| Zinc *  | 10                                | 20   | 10                    | 20   | 10             | 20   |
| Cianuro *   | 2.0                               | 3.0  | 1.0                   | 2.0  |                | 3.0  |

Cuadro 3-3. Límites máximos permisibles para contaminantes básicos en descargas a bienes nacionales, según tipo de cuerpo receptor.

P.D. = Promedio Diario; P.M. = Promedio mensual; N.A. = No es aplicable; \* = Medido de manera total.  
(A), (B) y (C): Tipo de cuerpo receptor según la Ley federal de derechos

Fuente: NOM-001-ECOL-1996, tablas 2 y 3.

## **Capítulo cuarto: Operaciones y procesos de tratamiento de aguas.**

El objetivo principal de un sistema de tratamiento es básicamente la remoción de DBO, sólidos suspendidos, patógenos, nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo), trazas de metales pesados y sustancias inorgánicas disueltas.

Es evidente que las aguas naturales, y las residuales, por lo regular tienen composiciones altamente complejas y normalmente se necesita modificar su composición para ajustarlas a un uso en particular. En consecuencia, se requiere una variedad de procesos de tratamiento para separar los diversos contaminantes que con seguridad se encontrarán.

### **4.1 Métodos de tratamiento.**

Hay tres clases principales de procesos de tratamiento:

1. Procesos físicos, que dependen esencialmente de las propiedades físicas de la impureza, como tamaño de partícula, peso específico, viscosidad, etc. Ejemplos comunes de este tipo de procesos son: cribado, sedimentación, filtrado y transferencia de gases.
2. Procesos químicos, que dependen de las propiedades químicas de una impureza o que utilizan las propiedades químicas de reactivos agregados. Algunos procesos químicos son: coagulación, precipitación, intercambio iónico.
3. Procesos biológicos, que utilizan reacciones bioquímicas para quitar impurezas solubles o coloidales, normalmente sustancias orgánicas. Los procesos biológicos aerobios incluyen filtrado biológico y los lodos activados. Los procesos de oxidación anaerobia se usan para la estabilización de lodos orgánicos y desechos orgánicos de alta concentración.

La figura 4-1 muestra las escalas de operación típicas para los diferentes procesos de tratamiento.

En algunas situaciones, un solo proceso de tratamiento puede dar el cambio deseado en la composición, pero en la mayoría de los casos, es necesario utilizar una combinación de varios procesos<sup>38</sup>.

---

<sup>38</sup> Tebbutt, T. H. Y., Fundamentos de control de la calidad del Agua, p 106.

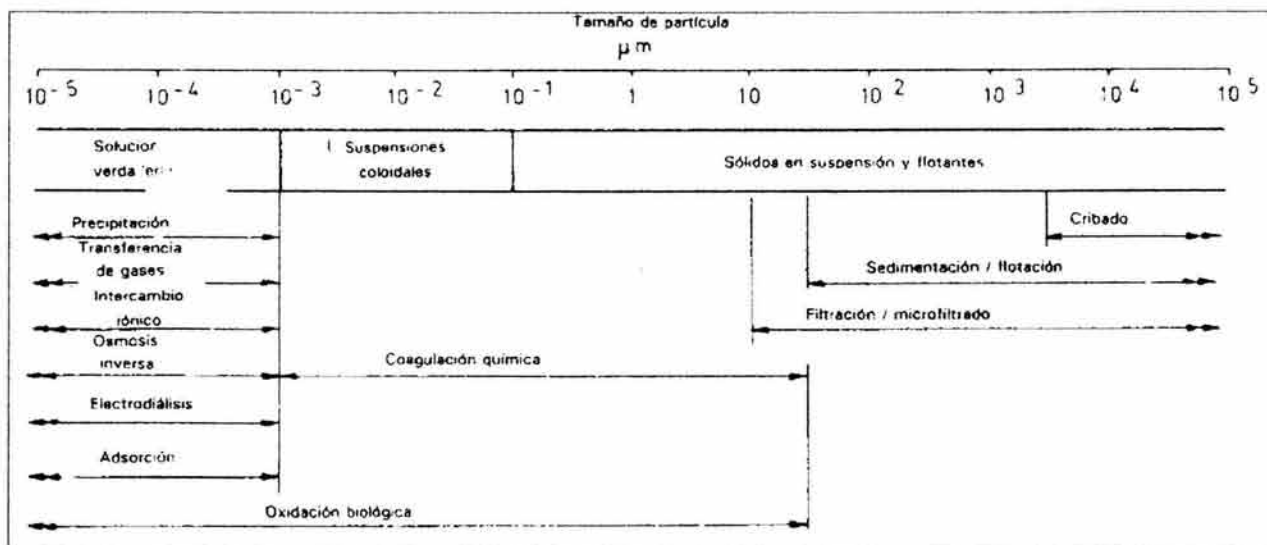


Figura 4-1. Aplicaciones de los principales procesos de tratamiento.

A continuación se describen los principales procesos de tratamiento de aguas residuales. En general, el pretratamiento tiene como objeto remover del agua residual aquellos componentes que pueden causar dificultades de operación y mantenimiento en los procesos posteriores o que, en algunos casos, son incompatibles de ser tratados conjuntamente con los demás componentes del agua residual.

#### 4.2 Tratamiento primario.

En la etapa de tratamiento primario (o mecánico), las partículas mayores -incluyendo la arena y el limo- se eliminan haciendo que el agua fluya a través de pantallas y vaya lentamente a parar a un estanque. Se forma un lodo de partículas insolubles en el fondo del estanque, mientras que un "líquido de grasa" (que incluye, además de la grasa, aceites, ceras y productos formados por la reacción del jabón con los iones calcio y magnesio) se forme en la parte superior, como una capa menos densa que el agua, siendo extraída mecánicamente. Alrededor de un 30% de la DBO del agua residual, se elimina por este tratamiento.

El lodo que se forma es principalmente agua y materia orgánica, con lo que puede digerirse anaeróbicamente en un proceso que tarda varias semanas en completarse. El lodo que queda después de transcurrida ésta descomposición orgánica es, a veces, incinerado o depositado en vertederos, o simplemente vertido en el océano, ríos, lagos, etc. A pesar de que el lodo tiene un elevado contenido en nutrientes vegetales, con lo que en algunos municipios se dispersa en terrenos agrícolas que tienen poco fertilizante, este lodo suele contener metales pesados y otras sustancias tóxicas...

Después de pasar por el tratamiento primario convencional, el agua residual se encuentra algo clareada, pero aún tiene una DBO alta, y es nociva para los peces si se vierte

directamente en esta etapa. El valor alto de la DBO es debido, principalmente, a las partículas coloidales<sup>39</sup>.

#### 4.2.1 Cribado.

En el tratamiento preliminar se lleva a cabo una operación simple de cribado o tamizado para remover los sólidos grandes. Para este fin se usa una rejilla protectora gruesa con aberturas de 75 mm para evitar que objetos grandes lleguen a la entrada. Las rejillas principales normalmente están dispuestas en forma de una malla con aberturas de 5 a 20 mm y arregladas como una banda sin fin, un disco o un tambor a través del cual tiene que pasar el flujo. La malla cribadora gira lentamente para que el material recolectado pueda retirarse antes de que la pérdida de flujo sea excesiva.

El material cribado del agua residual es de naturaleza desagradable y normalmente se entierra o se incinera<sup>40</sup>.

#### 4.2.2 Sedimentación.

El proceso de sedimentación es una técnica efectiva para la remoción de sólidos inestables y desestabilizados de las aguas residuales.

Pueden ocurrir cuatro tipos diferentes de sedimentación:

*Sedimentación de clase 1:* sedimentación de partículas discretas de acuerdo con la teoría. Ver figura 4-2.

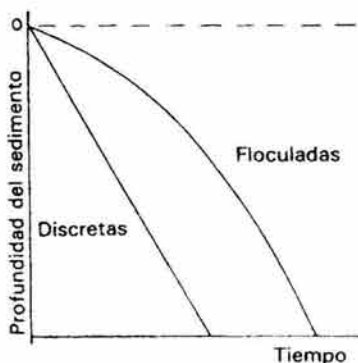


Figura 4-2. Sedimentación de partículas discretas y floculentas.

*Sedimentación clase 2:* sedimentación de partículas floculentas que aumentan su velocidad durante el proceso.

*Sedimentación por zona:* a determinadas concentraciones de partículas floculentas, éstas están lo suficientemente cerca unas de otras para que las fuerzas entre partículas las mantengan fijas en relación de unas con otras, de tal forma que la suspensión se sedimente como una unidad y no como una partícula discreta.

<sup>39</sup> Colin, Baird, Química Ambiental, p 495, 496.

<sup>40</sup> Tebbutt, Ídem, p 113, 114.

*Sedimentación de compactación*: cuando hay altas concentraciones, las partículas están en contacto y las capas inferiores de sólidos soportan en parte el peso de las partículas o también se dice que la masa compacta ejerce una compresión sobre las capas inferiores<sup>41</sup>.

### 4.3 Tratamiento secundario.

En la etapa del tratamiento secundario (o biológico), la mayor parte de la materia orgánica, suspendida y disuelta, se oxida biológicamente a dióxido de carbono y agua, o bien es convertida a lodo adicional, el cual puede eliminarse fácilmente del agua. El agua residual puede ser rociada en un lecho de arena y grava o plástico, que se cubre de bacterias aeróbicas (“filtros rociadores”) o bien se agita en un reactor de aeración (“proceso de lodos activos”), para facilitar la reacción de los microorganismos. El sistema se mantiene bien aireado para acelerar la oxidación. En esencia, por medio del mantenimiento deliberado en el sistema de una elevada concentración de microorganismos aeróbicos, especialmente bacterias, los mismos procesos de degradación biológica que podrían necesitar semanas en ocurrir en sistemas abiertos, tienen lugar muy rápidamente en los reactores biológicos.

Las reacciones de oxidación biológica del tratamiento secundario, reducen la DBO del agua contaminada a menos de 100 mg/L, que es alrededor del 80% de la concentración inicial. También ocurre la nitrificación en cierto grado, convirtiendo compuestos con nitrógeno orgánico a ión nitrato y dióxido de carbono<sup>42</sup>.

#### 4.3.1 Procesos biológicos aerobios.

Los objetivos que se pretende alcanzar en el tratamiento biológico del agua residual son coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables y estabilización de la materia orgánica. En el caso de agua residual doméstica, el principal objetivo es reducir el contenido orgánico. Para aguas residuales que han de ser utilizadas con fines agrícolas se pretende eliminar los principales nutrientes, como nitrógeno y fósforo. Para aguas residuales industriales, la finalidad es eliminar o reducir la concentración de los compuestos orgánicos e inorgánicos.

##### 4.3.1.1 Lodos activados.

El proceso de los lodos activados es quizá el proceso biológico de más amplio uso para el tratamiento de aguas residuales, domésticas e industriales.

El principio básico del proceso consiste en que las aguas residuales se pongan en contacto con una población microbiana mixta, en forma de suspensión floculenta en un sistema aireado y agitado. La materia en suspensión y la coloidal se eliminan rápidamente de las aguas residuales por adsorción y aglomeración en los flóculos microbianos. Esta materia y los nutrientes disueltos se descomponen luego más lentamente por metabolismo microbiano, proceso conocido como “estabilización”. En este proceso, parte del material

<sup>41</sup> Tebbutt, Ídem, p 119, 120.

<sup>42</sup> Colin, Ídem, p 496.

nutriente se oxida a sustancias simples como el anhídrido carbónico, (proceso denominado “mineralización”), y otra parte se convierte en nueva materia celular microbiana, (“asimilación”). Parte de la masa microbiana se descompone también de la misma manera, un proceso llamado “respiración endógena”. El proceso oxidativo suministra la energía necesaria para la operación de los procesos de adsorción y asimilación. Una vez que se alcanza el grado de tratamiento que se desea, la masa microbiana floculenta, conocida como el “lodo”, se separa del agua residual por asentamiento. La etapa de separación se conoce también como “clarificación”, “asentamiento” o “sedimentación”. El sobrenadante de la etapa de separación resulta entonces el agua residual tratada y debe estar virtualmente libre de lodos. Parte de los lodos se extraen para su descarga, y se conoce como “lodos activados desechados o excedentes”.

La naturaleza floculenta de los lodos activados resulta entonces importante, en primer lugar para la absorción de materia coloidal, iónica y en suspensión dentro del agua residual, y en segundo lugar para la separación rápida, eficiente y económica de la masa microbiana del agua residual tratada. Sin embargo, también se pueden usar con éxito microorganismos no floculentos (dispersos) en el tratamiento de agua residual<sup>43</sup>.

#### 4.3.1.1.1 Operación convencional.

Este proceso es principalmente usado en el tratamiento de aguas residuales municipales. El proceso usa, desde hace mucho tiempo, tanques de aeración rectangulares con mezclado longitudinal mínimo que crea patrones de flujo tapón (ver figura 4-3). El agua residual es mezclada con el lodo reciclado al extremo de la cabeza del tanque de aeración y entonces fluye a través del tanque donde la materia orgánica es progresivamente removida. Como resultado, un perfil de valores de DBO es establecido a través del tanque, el cual puede disminuir cuando el flujo del lodo reciclado es importante. La aplicación de aire es generalmente uniforme a través del tanque<sup>44</sup>.

La carga de los lodos en plantas convencionales de lodos activados, se encuentra en un rango de 0.2 a 0.6 kg de DBO por kg (peso seco) de sólidos en los lodos por día.

En general, el tratamiento convencional de las aguas residuales domésticas da del 90 al 95% de remoción de DBO.

---

<sup>43</sup> Winkler, Michael A., Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho. p 87-89.

<sup>44</sup> Liu, David H.F. and Lipták, Bela G., Wastewater Treatment, p 197.



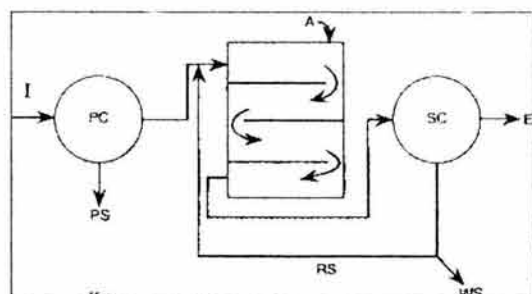


Figura 4-3. Tratamiento convencional.

A: Aeración del tanque.  
 E: Efluente.  
 I: Afluente.  
 PC: Clarificador primario.  
 PS: Lodo primario.  
 RS: Retorno de lodo.  
 SC: Clarificador secundario.  
 WS: Lodo de desecho.

El tiempo de retención para el tratamiento convencional de las aguas residuales es de aproximadamente 10 horas. De este tiempo, sólo se necesitan 6 horas para la adecuada remoción de la DBO producida por materia carbonácea; el tiempo adicional permite que tenga lugar la nitrificación<sup>45</sup>.

#### 4.3.1.1.2 Aeración por pasos.

La modificación del proceso convencional surgió como un esfuerzo por igualar el suministro y demanda de oxígeno. El proceso de aireación por pasos o carga distribuida, distribuye el agua residual a dos o más puntos a lo largo de la longitud del estanque de aeración (figura 4-4). El resultado es una mayor igualación de la distribución de alimento para los microorganismos, así como un efecto nivelador en la demanda de oxígeno. La reaeración del retorno del lodo asegura que no se mueran de hambre (a carencia de oxígeno) los microorganismos.

La aeración por pasos puede llevar más sólidos bajo la aeración que el proceso convencional, por lo que puede manejar cargas repentinas más fácilmente<sup>46</sup>.

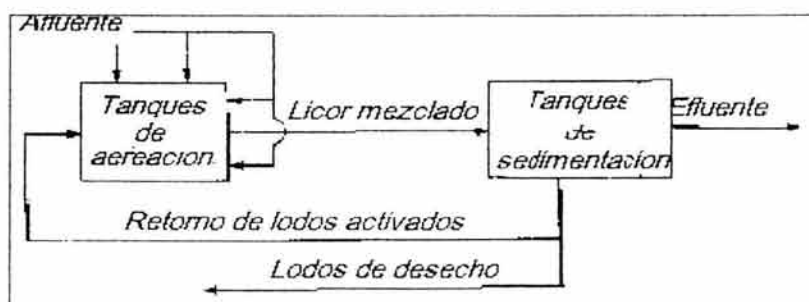


Figura 4-4. Aeración por pasos.

#### 4.3.1.1.3 Aeración prolongada.

Este proceso es para niveles de carga de lodos muy bajos, entre 0.03 y 0.1 kg de DBO/kg de sólidos de lodos por día. El tiempo de residencia de los lodos es muy prolongado (hasta 24 días) de manera que los lodos están muy dentro de la fase de respiración endógena, que es donde la descomposición de los lodos excede el crecimiento

<sup>45</sup> Winkler, Ídem, p 95, 96.

<sup>46</sup> Operation of Wastewater Treatment Plants, p 144, 145.

de los microorganismos. El largo tiempo de residencia de los lodos y la baja carga de éstos implican una baja actividad de los lodos; se usan también tiempos largos de retención de las aguas, de uno o dos días, para producir una reducción del 95% de la DBO. La producción de lodos suele ser muy baja (de 0.2 a 0.3 kg de sólidos por kg de DBO eliminada) Para el tratamiento de aguas negras por este proceso, todo el volumen de agua se trata sin sedimentación primaria, de manera que se ahorra en el costo de equipo de sedimentación primaria. Una ventaja del proceso de aeración prolongada, comparado con la operación convencional, es que el nivel más bajo de carga proporciona una mayor reserva reguladora de oxígeno disuelto en la etapa de aeración, para hacerle frente a las oscilaciones de la carga. El proceso se usa principalmente en el tratamiento de residuos de lecherías<sup>47</sup>.

#### 4.3.1.1.4 Zanjias de oxidación.

La zanja Pasveer de oxidación es un sistema de aeración particularmente apropiado para los procesos de aeración prolongada. Consiste de un estanque de aeración en forma de zanja anular continua, "en forma de un estadio", de un metro de profundidad, con uno o más dispositivos de aeración que se encargan de proveer oxígeno y flujo lineal del líquido alrededor de la zanja. Se usan para el tratamiento de aguas residuales, en comunidades aisladas, con una carga de aproximadamente de 0.2 kg de DBO/m<sup>3</sup>-día, y un tiempo efectivo de retención de hasta 4 días. Como sucede, por lo general, con los procesos de aeración, los tiempos de residencia de los lodos son de hasta de varias semanas, dando por lo regular una producción neta de lodos baja. Otras ventajas son un bajo capital de inversión, y el evitar la necesidad de una sedimentación primaria; sin embargo, requiere de un terreno relativamente grande (como se muestra en la figura 4-5) y esta diseñada para operar con continuidad<sup>48</sup>.

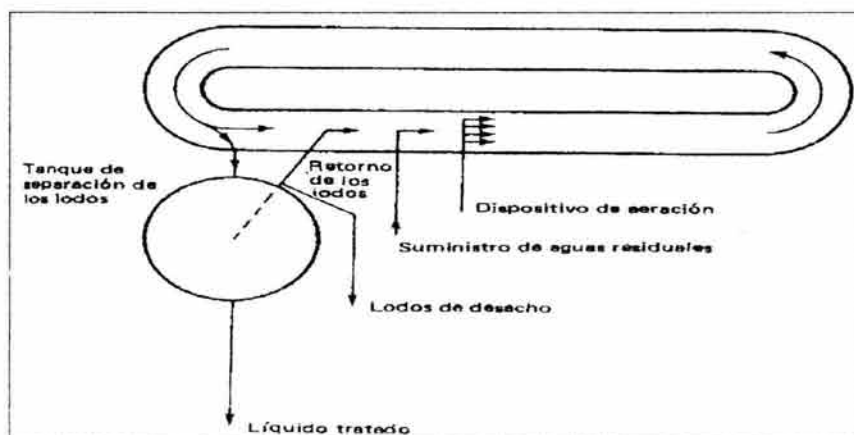


Figura 4-5. Zanja de oxidación.

Las zanjias de oxidación son similares a las lagunas, en cuanto a construcción y bajo costo de operación, y pueden construirse rápidamente. Los requerimientos de energía para el tratamiento son pequeños, y la atención del operador es mínima.

<sup>47</sup> Winkler, Ídem, p 98, 99.

<sup>48</sup> Ídem, p 103.

Una proporción de la circulación de aproximadamente 1 ft por segundo mantiene a los sólidos en suspensión. La oxigenación es proporcionada por un sistema de aeración con rotor, que es una unidad de poder o un ángulo de hierro<sup>49</sup>.

#### 4.3.1.1.5 Estabilización por contacto.

La estabilización por contacto fue desarrollada para aprovechar la gran capacidad absorbente de los lodos activados. La adsorción de los orgánicos se completa entre 15 y 30 minutos, mientras que la estabilización de materiales adsorbentes normalmente ocurre durante un intervalo de 5 a 7 horas después del contacto inicial. Este proceso usa dos tanques separados. Uno con un tiempo de contacto de aproximadamente 20 a 40 minutos, seguido por la clarificación con la sedimentación, tras el cual los lodos se bombean al otro tanque en el que son aireados (figura 4-6). El contacto y la adsorción ocurren en el primer tanque, y la estabilización toma lugar en el segundo. Hay considerables ahorros en el volumen total del tanque requerido, respecto del que se necesita para la misma carga en un proceso convencional<sup>50</sup>.

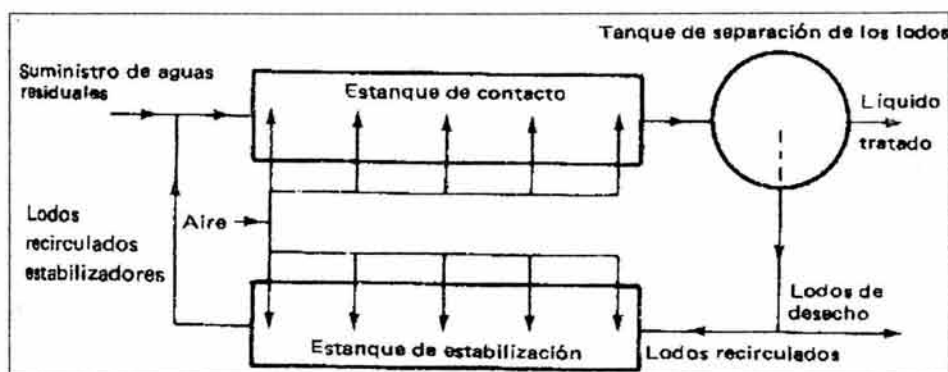


Figura 4-6. Estabilización por contacto.

Lo que ocurre en este proceso es que las aguas residuales se ponen en contacto con los lodos recirculados en el primer tanque (tanque de contacto) durante un periodo muy corto (como el que se indicó anteriormente), ya que el proceso de adsorción ocurre relativamente rápido. El licor mezclado pasa a la etapa de separación, y los lodos asentados, que contienen la mayor parte de los sólidos adsorbidos, pasan a la etapa de estabilización. La descomposición, tanto del material adsorbido como la de los lodos, tiene lugar en esta etapa, de modo que la tasa neta de producción de lodos es ligeramente más baja que el proceso convencional<sup>51</sup>.

#### 4.3.1.1.6 Lodos activados con oxígeno puro.

Desde mediados de 1960, estudios desarrollados en los que oxígeno puro ha sido usado, han llevado al desarrollo del sistema de lodos activados con oxígeno que logra un alto grado de utilización de oxígeno, cosa que no podía lograrse años antes.

<sup>49</sup> Liu, Ídem, p

<sup>50</sup> Operation of Wastewater Treatment Plants, Ídem, p 145.

<sup>51</sup> Winkler, Ídem, p 99.

El proceso de lodos activados con oxígeno ampliamente usado, usa una cubierta y una organizada configuración del tanque de aeración (figura 4-7). Los sistemas abiertos de lodos activados con oxígeno son similares en funcionamiento a los sistemas aireados de lodos activados. El agua residual, el retorno del lodo y el gas de alimentación de oxígeno entran en la primera fase de este sistema y fluyen a través del tanque. Los tanques en este sistema se cubren para mantener el gas y permitir un alto grado de utilización del mismo. La presión del gas en el tanque de oxigenación se mantiene esencialmente a presión atmosférica, con un valor típico de 1 a 4 in (25 a 100 mm) de presión de agua. Esta ligera presión es suficiente para controlar el flujo de gas a través del *tankage* (conjunto de tanques) y prevenir un retromezclado. El flujo de alimentación de oxígeno a este sistema es controlado automáticamente por medio de dispositivos de presión en el tanque de oxigenación.

Aunque el oxígeno entra al sistema de oxigenación con una alta pureza (de 90 a 98%), se contamina por otros componentes, como dióxido de carbono, que atraviesa el sistema. El resultado es una disminución de la concentración de oxígeno de fase a fase. Debido a la proporción de la reacción asociada con el proceso biológico, sin embargo, el oxígeno requerido para la biomasa también disminuye de fase a fase. Por lo tanto, la pureza de oxígeno es la más alta cuando la captación de oxígeno biológico es la mayor, y la pureza de oxígeno es más baja cuando la captación biológica es más pequeña. Esta conjunción de la pureza de oxígeno y la demanda de oxígeno proporciona medios eficaces de transferencia de oxígeno al licor mezclado<sup>52</sup>.

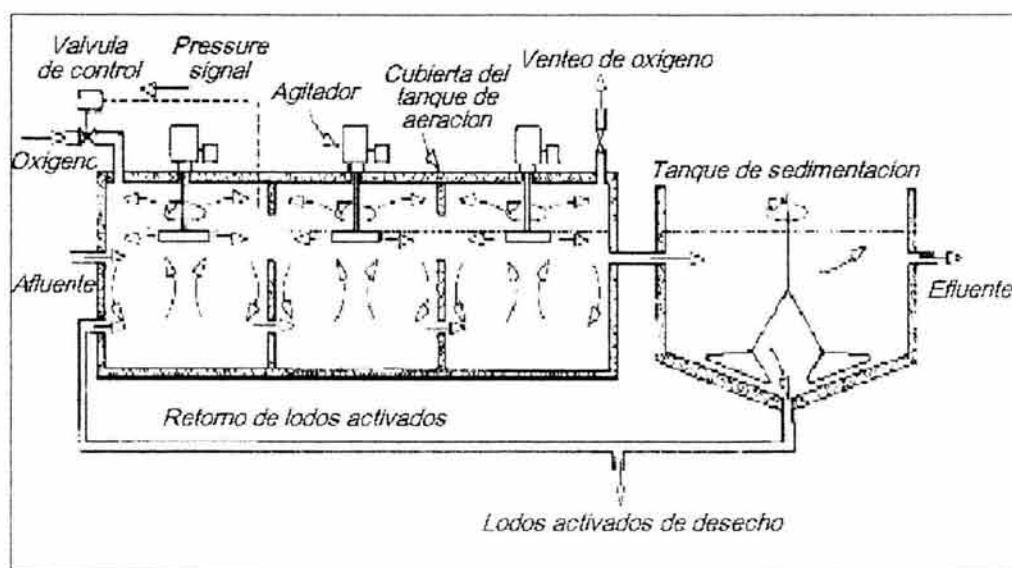


Figura 4-7. Tres fases cubiertas del sistema de oxígeno puro.

#### 4.3.1.1.7 Microbiología en los sistemas de lodos activados<sup>53</sup>.

Como ya fue comentado, el lodo activado es una masa floculada de microbios compuesta principalmente de bacterias y protozoarios. La unidad ecológica del lodo es el

<sup>52</sup> Operation of Wastewater Treatment Plants, Ídem, p 151, 152.

<sup>53</sup> Liu, D. H. F y Béla, G. Ídem, p 196-199; Winkler, M., Ídem, p 106-107.

flóculo individual. Los flóculos son grupos de varios millones de bacterias, junto con algunos otros microorganismos y materia inerte, orgánica e inorgánica. Los flóculos no deben considerarse como entidades invariables, pues un lodo con buenas características de floculación en un sistema agitado se encuentra en un equilibrio dinámico entre la tendencia de agregarse en flóculos de mayor tamaño y la tendencia de desestabilización de los flóculos, debida al corte turbulento, la cual produce flóculos más chicos.

En general, los flóculos grandes suelen estar constituidos principalmente por bacterias muertas rodeadas por bacterias activas, mientras que en los pequeños se tiende una mayor cantidad de bacterias vivas. A pesar de que las partículas grandes sedimentan más rápidamente que las chicas, los procesos de alta rapidez requieren un mayor nivel de actividad microbiana (flóculos chicos).

La formación de los flóculos no se ha entendido de manera completa, pero hay algunos factores claros asociados con la fase de crecimiento endógeno que promueven la formación de estos conglomerados. En un principio, la formación de flóculos se atribuyó a los organismos productores de babaza conocidos como *Zoogloea Ramigera*, pues se creía que segregaban una matriz gelatinosa en la cual se aglomeraban otros organismos. Más recientemente, se ha demostrado que una amplia variedad de bacterias halladas en los lodos activados son capaces de la formación de los flóculos, y ha habido algunas dudas alrededor de la exacta identificación de *Z. Ramigera*. La formación de los flóculos se ha atribuido a la secreción natural de polielectrolitos naturales, como complejos polisacáridos y poliaminoácidos, durante la declinación y la fase endógena. Una sustancia viscosa que contiene proteína, carbohidratos y ácidos nucleicos ha sido extraída de lodos activados.

En los procesos de lodos activados, las bacterias son los organismos más importantes en cuanto a la descomposición de la materia orgánica de la alimentación. Durante el tratamiento, bacterias aeróbicas y facultativas usan una porción de la materia orgánica para obtener energía para la síntesis de nueva materia celular a partir del remanente de materia orgánica. Sólo una porción del desecho inicial se oxida a compuestos de baja energía, como nitratos, sulfatos y dióxido de carbono. El resto de la materia orgánica se convierte en nuevas células.

El grupo de bacterias involucradas en los sistemas de lodos activados pertenecen principalmente a las especies Gram negativas, incluyendo oxidantes de carbono y de nitrógeno, formadoras de flóculos y aerobias y anaerobias facultativas. En general, las bacterias de los lodos activados incluyen a aquellas de los géneros *Pseudomonas*, *Zoogloeba*, *Achromobacter*, *Flavobacterium*, *Nocardia*, *Bdellovibrio*, *Mycobacterium*, *Nitrosomas* y *Nitrobacter*. Estas dos últimas son nitrificantes y deben mantenerse en los lodos, y son especies de lento crecimiento. Esto indica que las velocidades de desecho de sólidos deben ser cuidadas para evitar que se disminuya su población de manera inadecuada.

A pesar de que los organismos formadores de flóculos son principalmente seleccionados por los procesos de sedimentación y reciclado, los lodos pueden verse invadidos por bacterias filamentosas, lo cual se suele asociar con una mala sedimentación.



Esto puede combatirse con el incremento de los tiempos medios de residencia de las células.

Otro grupo de bacterias encontrado en los lodos activados es el de las *Actinomicetas*, como el *Rhodococcus*. Estas especies son culpables de la formación de espumas estables sobre los tanques.

La población de protozoarios en los lodos activados incluye flagelados, amibas y ciliados. Más de 200 especies diferentes de protozoarios se han encontrado en muestras de lodos activados. Los ciliados son el tipo más comúnmente encontrado en los lodos, con especies como *Vorticella* y *Opercularia* conformando 1/3 de la población total de ciliados. Se cree que los ciliados proporcionan microagitación la cual ayuda al suministro de nutrientes al flóculo. Estas especies se agregan por sí mismas a los flóculos. Otras especies importantes de ciliados son *Aspidisca* y *Trachelophylum*, especies que se deslizan sobre la superficie de los lodos.

Los protozoarios son más sensibles a las toxinas y a los metales pesados que las bacterias, y perturbaciones a las poblaciones se atribuyen a una operación pobre la planta. El papel más importante de los protozoarios no es estabilizar el residuo, sino el control de la población bacteriana, alimentándose de las bacterias que nadan libremente en el líquido intersticial y que producen un efluente turbio. Algunos otros consumen partículas de materiales nutritivos; otros se agregan a los flóculos y comen bacterias dispersas. Algunos segregan mucosidades que ayudan a la floculación.

Otros microorganismos en los lodos activados son los hongos, los nemátodos y los rotíferos. Al parecer, los hongos tienen dos papeles: Consumir la materia orgánica y ser predadores de nemátodos y de rotíferos. El primero de estos roles es el más común, especialmente en sistemas de pH bajo, pues en ellos, el crecimiento bacteriano está inhibido.

Una proliferación de hongos suele asociarse con una mala sedimentación de los lodos. Los nemátodos también consumen bacterias, mientras que los rotíferos ingieren flóculos de lodos, removiendo pequeñas partículas que podrían causar turbidez. Los rotíferos también rompen flóculos grandes, aumentando los sitios de adsorción disponibles.

Sin embargo, el efluente de un sistema de lodos activados puede presentar altos valores de sólidos biológicos como resultado de un mal diseño de la unidad de sedimentación, de una mala operación del sistema de aireación o por la presencia de organismos filamentosos como *Sphaerotilus*, *E. Coli* y hongos.

#### 4.3.1.1.8 Cinética de crecimiento biológico.

A fin de asegurar que los microorganismos crezcan, se les debe permitir que permanezcan en el sistema el tiempo suficiente para que se reproduzcan. Este periodo depende de la tasa de su crecimiento, la cual está en relación directa con la tasa a la que utilizan el residuo. Si se supone que las condiciones ambientales se controlan, puede



asegurarse una eficaz estabilización mediante el control de la tasa de crecimiento de los microorganismos.

Las condiciones ambientales pueden controlarse mediante la regulación de pH, de la temperatura, adición de nutrientes o elementos de traza, adición o exclusión de oxígeno y también mediante una mezcla correcta. Este control asegura el que los microorganismos tengan el medio adecuado para poder reproducirse.

Una relación desarrollada empíricamente entre el crecimiento biológico y la utilización del sustrato, que se emplea con frecuencia en los sistemas biológicos estabilizadores de residuos orgánicos y/o inorgánicos es la siguiente:

$$\frac{dX}{dt} = Y \frac{dF}{dt} - k_d X \quad 4.1$$

Donde:

$\frac{dX}{dt}$  = tasa neta de crecimiento de los microorganismos, en masa por volumen tiempo

Y = coeficiente de producción o crecimiento, en masa de microorganismos / masa de sustrato utilizada.

$\frac{dF}{dt}$  = tasa de utilización del sustrato por los microorganismos, en masa/volumen tiempo

$k_d$  = coeficiente de desaparición de los microorganismos en tiempo<sup>-1</sup>.

X = concentración de microorganismos, en masa/volumen.

La tasa de utilización del sustrato puede aproximarse mediante la siguiente expresión:

$$\frac{dF}{dt} = \frac{kXS}{K_s + S} = \frac{dS}{dt} \quad 4.2$$

Donde:

k = tasa máxima de utilización del sustrato por unidad de masa de microorganismos, en tiempo<sup>-1</sup>.

$K_s$  = concentración del sustrato para la cual la tasa de utilización del mismo por unidad de peso de microorganismos es la mitad de la tasa máxima, en masa/volumen.

S = concentración del sustrato que rodea los microorganismos, en masa/ volumen.

La ecuación anterior es similar a la desarrollada por Monod, para describir la relación de un nutriente limitante y la tasa de crecimiento de los microorganismos

Dividiendo ambos términos de la ecuación 4.1 por X se tendrá:

$$\frac{dX/dt}{X} = Y \frac{dF/dt}{X} - k_d \quad 4.3$$

En la ecuación anterior, la tasa neta de crecimiento,  $(dX/dt)$ , dividida por  $X$ , suele representarse por medio de la letra griega “ $\mu$ ”, y utilizando ésta y la expresión  $dF/dt$  dada en la 4.2, la ecuación anterior se puede volver a escribir dando:

$$\mu = \frac{\hat{\mu}S}{K_s + S} - k_d \quad 4.4$$

La ecuación 4.4 es idéntica a la propuesta por Van Uden para sistemas de cultivos puros.

Escribiendo de nuevo la ecuación 4.3, pero tomando valores finitos para el tiempo y la masa, de forma que el subíndice M indique la masa definida de microorganismos, queda:

$$\frac{1}{X_M / (\Delta X / \Delta t)_M} = Y \frac{(\Delta F / \Delta t)_M}{X_M} - k_d \quad 4.5$$

En la ecuación 4.5, el término  $(\Delta F / \Delta t)_M / X_M$ , es comúnmente conocido como el factor de carga del proceso, utilización específica, tasa de eliminación del sustrato o relación alimento-microorganismos, y se simboliza con una U.

$$U = \frac{(\Delta F / \Delta t)_M}{X_M} \quad 4.6$$

En esta ecuación  $(\Delta F / \Delta t)_M$ , representa la masa del sustrato utilizado por la masa de microorganismos  $X_M$ , en un periodo de tiempo finito.

Al término  $X_M / (\Delta X / \Delta t)_M$ , del miembro izquierdo de la quinta ecuación se le llama a veces tiempo de retención de los sólidos, edad de los lodos o tiempo medio de retención celular. Se simboliza  $\theta_c$ :

$$\theta_c = \frac{X_M}{(\Delta X / \Delta t)_M} \quad 4.7$$

En esta ecuación,  $X_M$  es igual a la masa microbiana total activa y  $(\Delta X / \Delta t)_M$  es igual a la cantidad total de la masa microbiana extraída diariamente del sistema de tratamiento.

Utilizando las ecuaciones 4.6 y 4.7, la ecuación 4.5 se puede volver a escribir dando:

$$\frac{1}{\theta_c} = YU - k_d \quad 4.8$$

De esta ecuación puede comprobarse que  $1/\theta_c$  está directamente relacionada con U. Lo cual puede demostrar que con el control de estos parámetros se puede lograr la eficiencia deseada en un sistema de tratamiento.

Algunas de las suposiciones que han servido de base para el desarrollo de las ecuaciones anteriores son<sup>54</sup>:

- Todos los nutrientes necesarios para un adecuado crecimiento biológico están presentes. La única sustancia limitante es la materia orgánica requerida para el crecimiento heterótrofo o, en el caso de organismos autótrofos, la fuente de energía inorgánica. El pH y la temperatura se regulan de forma que se logre la tasa óptima de crecimiento.
- Las ecuaciones se pueden aplicar a procesos de tratamiento de residuos que utilicen bacterias como organismos principales. Esto no impide que se apliquen a poblaciones mixtas en las que existen sistemas de tratamiento biológico de residuos.
- Las ecuaciones sólo se aplican a la parte del residuo que es soluble y biodegradable.

#### 4.3.1.1.9 Problemas operacionales frecuentes<sup>55</sup>.

Los problemas más importantes que se tiene respecto a los lodos activados son aquellos que afectan su separación del efluente. Estos principalmente afectan la rapidez de sedimentación. Cabe comentar que una medida establecida desde hace tiempo de la habilidad de sedimentación es el índice volumétrico de los lodos (SVI).

$$\text{SVI} = (\text{Volumen de lodos sedimentado en 30 minutos [mL/L]})*1\ 000 / (\text{Sólidos suspendidos del licor mezclado [mg/L]})$$

Un valor alto de SVI indica un lodo con malas características de sedimentación

Los principales problemas presentados son:

##### 4.3.1.1.9.1 Bulking (esponjamiento o abultamiento)

El *bulking* (esponjamiento) se refiere a la formación de flóculos ligeros, lanosos y de mala sedimentación. Es atribuido al predominio de organismos filamentosos en los flóculos de los lodos. Aquellos flóculos tienden a ser llevados con el efluente en la etapa de vaciado. Esto da a la descarga un alto contenido de indeseable materia orgánica. Varios organismos formadores de filamentos se han asociado con el bulking; uno de los más citados es la bacteria filamentosa *Sphaerotilus Natan*. Otros microorganismos asociados con el bulking son la bacteria *Streptothrix*, hongos filamentosos como *Geotrichum*, algas azul-verdes como *Schizothrix* y un alto número de protozoarios ciliados.

Un número de condiciones diferentes en el proceso han sido asociadas con el inicio del bulking; la absorción de materiales nutrientes en los flóculos a una rapidez mayor que la removida por la oxidación puede llevar al bulking, y condiciones ácidas pueden

<sup>54</sup> Webber, Tratamiento y Depuración de Aguas Residuales, p 410-414.

<sup>55</sup> Winkler, Ídem, p 107-110

favorecer también el crecimiento de hongos en lugar del de bacterias. Sobrecargas en la planta, estados de nutrientes no balanceados, temperaturas mayores a 30° C y la caída de la cantidad de OD por debajo de 1g/m<sup>3</sup> pueden también llevar al esponjamiento. También una cantidad de suministro orgánico muy baja (menos de 0.2 kg DBO / [kg de sólidos en los lodos \* día]) se asocia con bulking excesivo.

El bulking debido al alga azul-verde llamada *Schizothrix Caldicola* se atribuye a la combinación de acetato en el agua por tratar con bajos niveles de OD en la entrada del tanque de aireación.

Algunos estudios de laboratorio sugieren que la alimentación alternada con periodos de hambruna (de los microorganismos) en un sistema de alimentación intermitente ayuda a la floculación, mientras que el crecimiento de microorganismos filamentosos es impulsado en un sistema de llenado continuo y completamente mezclado.

#### 4.3.1.1.9.2 Rompimiento de los flóculos.

El rompimiento de los floculos puede ocurrir en los lodos aun con buenas características de sedimentación, de tal forma que el sobrenadante de la etapa de separación es turbio. Se puede dar al mismo tiempo que el esponjamiento y a cualquier nivel de carga de lodos. Este fenómeno es atribuido a bajos niveles de oxígeno disuelto, bajo pH y entradas súbitas de compuestos tóxicos.

Este fenómeno puede ocasionar una gran pérdida de organismos dentro del efluente, de manera similar a como se da en el desecho de los lodos. Al tiempo que los lodos se pierden a través del rompimiento de los flóculos, es cada vez más difícil mantener la concentración de lodos en el tanque de aireación, con el consecuente incremento en la carga a los lodos. Algunos autores han reportado que altas cargas a los lodos, mayores de 0.4 kg DBO/ kg (sólidos de los lodos \* día) llevan a la ruptura de los flóculos.

#### 4.3.1.1.9.3 Flóculos “punta de alfiler” (*pin-point flocs*)

Los lodos con una elevada edad consisten principalmente de floculos pequeños densos y con buena sedimentación, de un valor de SVI bajo. Cuando la edad de los lodos es mayor de unos 6 días, parte del lodo esta presente como pequeños flóculos llamados “flóculos punta de alfiler”, los cuales no sedimentan fácilmente. Estos permanecen como partículas visibles en el efluente aun después de que el resto de los lodos ha sedimentado.

Estos flóculos se han observado sólo en sistemas con baja carga orgánica (menor que 0.2 kg DBO/ kg (sólidos de los lodos \* día)). Como los flóculos de punta de alfiler se asocian con las cargas orgánicas bajas y con grandes tiempos de residencia de los lodos parece que éstos son el residuo no biodegradable de la digestión aeróbica, donde las sustancias formadoras de flóculos ya han sido utilizadas.

#### 4.3.1.1.9.4 Ascenso de lodos.

La sedimentación de los lodos puede utilizar rápidamente el DO restante en el licor proveniente de la etapa de aeración, volviéndose anóxico. Cuando este licor contiene nitritos o nitratos algunos organismos pueden utilizarlos como una fuente alternativa de oxígeno, reduciendo los compuestos de nitrógeno oxidado hasta gas nitrógeno y/u óxido nítrico. Las burbujas de gas así formadas causan que los flocos se eleven en el sobrenadante, siendo desalojados en el efluente.

Este fenómeno puede evitarse si los lodos no invierten demasiado tiempo en la etapa de separación antes de ser recirculados o desechados, así como por la remoción de nitratos y nitritos mediante una reducción anóxica (desnitrificación en una etapa anterior en el proceso). El minimizar el tiempo de retención de los lodos en la etapa de sedimentación ayuda a disminuir los riesgos tanto de elevación de los lodos como el de tener condiciones realmente anaeróbicas, lo cual resultaría en un lodo con aroma desagradable.

#### 4.3.1.1.9.5 Formación de espumas pesadas.

Las condiciones de aireación intensa y de agitación en las plantas de lodos activados producen una cierta cantidad de espuma ligera y no permanente. En algunas ocasiones, como siempre, una espuma rígida y pesada con un elevado contenido de materia orgánica se produce. Este material se mantiene en la superficie del líquido y pasa a través de la etapa de separación, siendo descargado con el efluente. Este tipo de espuma probablemente consiste de aire atrapado en una masa de materiales orgánicos, debido al crecimiento de algunos organismos filamentosos; en estos casos, los lodos bajo la espuma y el sobrenadante pueden sedimentar bastante bien, aun a pesar de los microorganismos filamentosos.

#### 4.3.1.1.9.6 “Hongos de drenaje”.

Este término se usa para describir las cantidades excesivas de microorganismos filamentosos encontradas en las aguas ricas en sustancias orgánicas en líneas y descargas posteriores a la salida del efluente, a pesar de que pocos de estos seres son realmente hongos. Algunos de estos organismos son *Sphaerotilus natans*, *Zoogloea ramigera* y *Carchesium*. Verdaderos hongos como *Fusarium* algunas veces son asociados con el crecimiento de estos “hongos de drenaje”. En condiciones adecuadas, estos hongos crecen de fuentes viscosas, como algodón o lana agregada a todas las superficies sumergidas.

#### 4.3.1.2 Filtros percoladores.

La forma más antigua de una unidad de tratamiento biológico consiste de un lecho de piedras, circular o rectangular, con adición parcial o continua en su superficie de agua residual sedimentada. En un filtro común, el medio tiene una graduación de 50 a 100 mm, de preferencia una piedra dura angulosa, dosificada por un mecanismo distribuidor giratorio, con una profundidad normal de lecho 1.8 m.

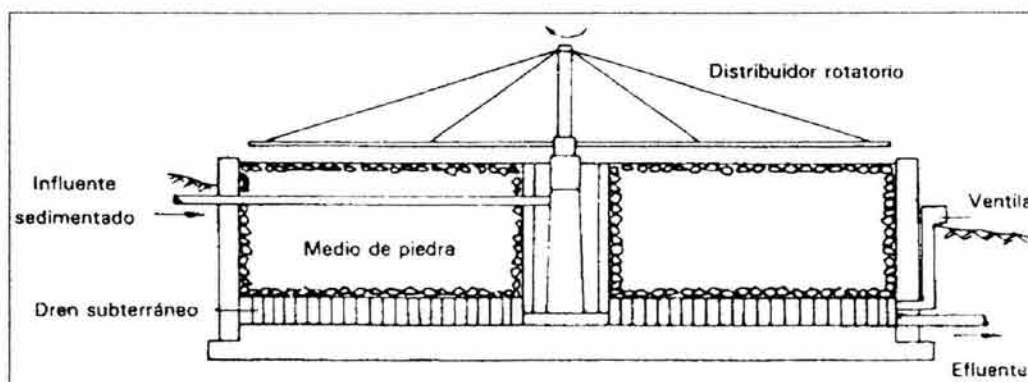


Figura 4-8. Filtro percolador convencional.

El líquido escurre por los intersticios que existen en el medio, donde crecen los microorganismos en las áreas protegidas que forman una película. El líquido fluye sobre dicha película y no a través de ésta (figura 4-9). La oxidación más rápida tiene lugar en la parte superior del lecho donde el factor limitante es la cantidad de oxígeno que la ventilación natural pueda suministrar. Por debajo de este nivel disminuye la tasa de oxidación debido a la concentración decreciente de materia orgánica en la fase líquida. La película líquida sólo está en contacto con los microorganismos por un lapso de 20 a 30 segundos, y para la gran área superficial disponible, es tiempo suficiente para que se lleve a cabo la adsorción y estabilización. La velocidad máxima de estabilización ocurre en la interfase de microorganismos/líquido ya que la difusión de las sustancias orgánicas a través de la película es lenta. Con una película gruesa, la estabilización del desecho no es muy eficiente ya que gran parte de esta película experimenta respiración endógena<sup>56</sup>.

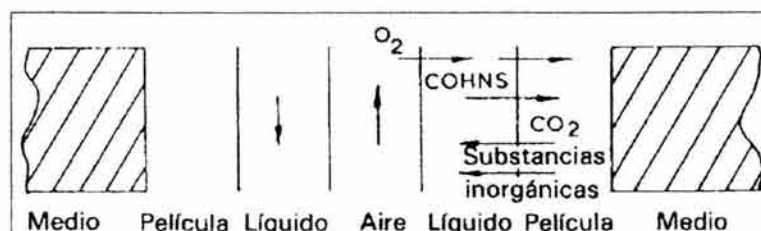


Figura 4-9. Corte seccional de un filtro biológico ideal.

El suministro de líquido se distribuye usualmente sobre la superficie del lecho por medio de un sistema móvil de distribución.

La ventilación natural se debe principalmente a la diferencia de temperatura entre el aire del ambiente y el aire dentro del lecho, la que se determina por la temperatura del suministro de líquido. Cuando la atmósfera es más cálida que el suministro de líquido, el flujo de aire dentro del lecho será hacia abajo, y viceversa. El viento provee también ventilación. La eficiencia de utilización de oxígeno es baja, alrededor del 5% para un percolador que trate aguas residuales, lo que podría parecer que será necesaria una alta tasa de aire para un adecuado suministro de oxígeno para la película microbiana<sup>57</sup>.

<sup>56</sup> Tebbut, Ídem, p 158-160.

<sup>57</sup> Winkler, Ídem, p 193-195.



### 4.3.1.3 Laguna de oxidación.

Las lagunas de oxidación son construcciones poco profundas, que normalmente reciben agua residual cruda y que la tratan con procesos de estabilización natural en condiciones climáticas adecuadas. Su construcción es barata, de operación simple y se pueden lograr buenas remociones de materia orgánica y microorganismos patógenos. En algunos casos pueden operar sin producir un efluente debido a que el agua se evapora, pero la mayoría de estas lagunas se diseñan como sistemas de flujo continuo.

Son cuatro los tipos de lagunas que se utilizan principalmente:

*Lagunas facultativas.* Estas son las más comunes y como su nombre lo indica, combinan la actividad aerobia y la anaerobia en la misma unidad. Los microorganismos portadores de clorofila, los fitoflagelados y las algas que están en las lagunas utilizan las sales inorgánicas y el bióxido de carbono que resulta de la descomposición bacteriana de la materia orgánica, como se muestra en la figura 4-10. El oxígeno producido por la fotosíntesis, que puede alcanzar niveles de OD de 15 a 30 mg/L por la tarde, está presente para la actividad bacteriológica aerobia, aunque el nivel de OD desciende durante la noche y puede llegar a cero si la laguna esta sobrecargada. En los depósitos del fondo, la actividad anaerobia produce la estabilización parcial de los lodos y libera una parte de materia orgánica en forma soluble para una mayor degradación en la zona aerobia. Es común que las lagunas facultativas tengan una profundidad de 1 a 2 m, con una carga superficial de 0.02 a 0.05 kg de DBO/m<sup>2</sup>d y tiempos nominales de retención de 5 a 30 días, aunque a temperaturas extremas se alteran estos valores. Debido a que se tienen tiempos de retención largos y la concentración de sustancias orgánicas en tales lagunas es baja, hay una remoción considerable de bacterias por respiración endógena y por sedimentación. Es posible remover del 70 al 85% de DBO, aunque las algas en el efluente pueden afectar estos valores en forma significativa. La forma que da mejores resultados en estas lagunas es la rectangular, con una relación longitud / ancho de 3:1. Normalmente son simples bancos de tierra. La tasa de acumulación de sólidos en la laguna es de 0.1 a 0.3 m<sup>3</sup>/persona-año, de modo que sólo requerirá desenlodar a intervalos relativamente largos de años.

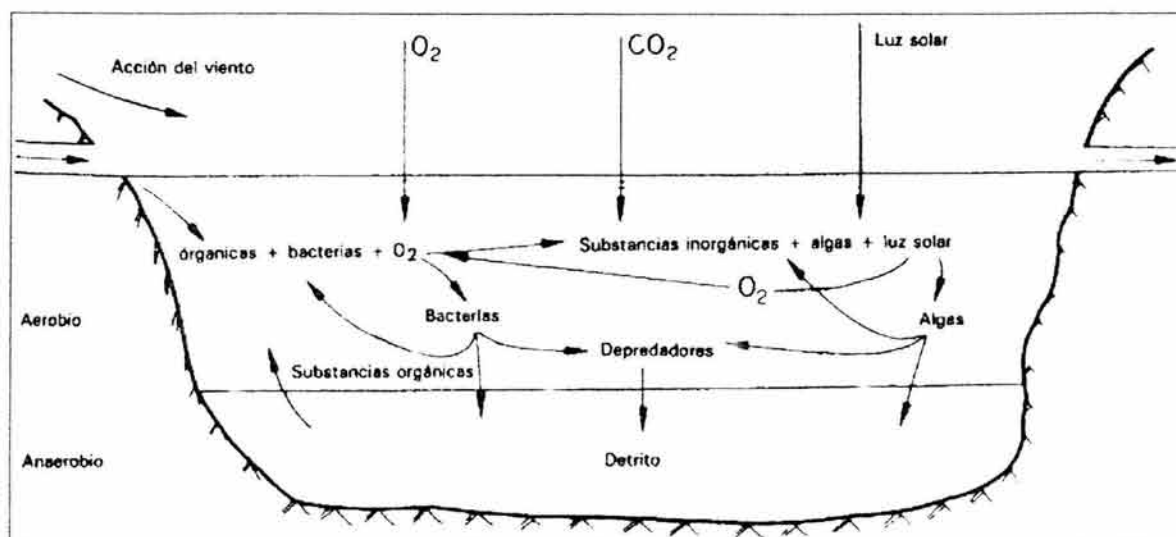


Figura 4.10. Laguna facultativa.

*Lagunas de maduración.* Estas son poco profundas, totalmente aerobias, con una carga orgánica muy baja ( $<0.01$  kg de DBO/m<sup>2</sup> d) cuyo uso principal es como una etapa secundaria del tratamiento biológico. La característica más importante es la remoción de bacterias patógenas que se logra debido a que es un ambiente desfavorable para tales organismos.

*Lagunas anaerobias.* Estas operan con una carga orgánica muy alta de 0.5 kg de DBO/m<sup>2</sup> d, con una profundidad de 3 a 5 m para asegurar que existan condiciones anaerobias. Son capaces de remover del 50 al 60% de DBO en un tiempo de retención de unos 30 días y pueden ser adecuadas para el pretratamiento de desechos orgánicos fuertes antes de agregarlos a las lagunas facultativas.

*Lagunas aireadas.* Análogas al proceso de lodos activados con aeración prolongada, éstas utilizan aireadores flotantes para mantener los niveles de OD y hacer el mezclado. Es posible tener cargas de DBO de 0.2kg/m<sup>2</sup> d, con tiempos de retención de unos cuantos días, y que se produzcan efluentes de buena calidad<sup>58</sup>.

#### 4.3.1.4 Biodiscos o contactores biológicos rotativos (CBR).

En los contactores biológicos rotativos (CBR), una película de lama microbiana se acumula sobre un medio de soporte parcialmente sumergido que gira lentamente sobre un eje horizontal, dentro de un tanque, a través del cual fluyen las aguas residuales (figura 4-11). La película de lama se ve así expuesta sucesivamente a los nutrientes en las aguas residuales y al aire, según gire el medio. El medio de soporte se puede obtener con diversas configuraciones (discos, un recipiente de rejilla de alambre con un medio plástico aleatorio, etc.) La configuración de discos posee discos de 2 a 3 m de diámetro, fabricados de poliestireno o polietileno desplegado o corrugado, o de metal desplegado, de 10 a 20 mm de ancho, y montado en el eje horizontal con un espaciamiento de 20 mm entre los discos adyacentes. El medio gira a una velocidad de aproximadamente 1 a 7 revoluciones por minuto usando sistemas de impulsión mecánica o inducidos por aire.

Las cargas normales están dentro de un rango de 6 a 20 g de DBO/m<sup>2</sup> de discos-día para aguas residuales domésticas, a fin de producir una reducción de 80 a 90% de la DBO, con cargas diez veces mayores que las del tratamiento parcial. Las ventajas según Borchrdt (1971) son: su corto tiempo de retención, bajos requerimiento de energía, eliminación de la canalización a la que son susceptibles los percoladores convencionales, baja producción de lodos y excelente control del proceso. Entre las desventajas se tiene que los cojinetes y las unidades de impulsión requieren frecuentemente mantenimiento<sup>59</sup>.

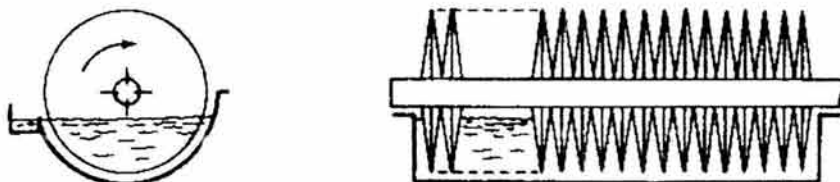


Figura 4-11. Contacto biológico rotativo.

<sup>58</sup> Tebbut, Ídem, p 166-168.

<sup>59</sup> Winkler, Ídem, p 236, 238.

#### 4.3.1.5 Lecho fluidizado.

En este proceso se desarrolla una película de lama biológica sobre un medio sólido de soporte que consiste de partículas suficientemente pequeñas para ser mantenidas en suspensión por medio del flujo ascendente del líquido bajo tratamiento. Las ventajas de este tratamiento son: se elimina el peligro de bloqueo del lecho por la acumulación de lama sobre el medio sólido de soporte, como sucede con los sistemas de lecho fijo, ya que las partículas tienen libertad de movimiento. La superficie específica de las pequeñas partículas de soporte sólido utilizadas es muy alta. Se puede mantener una alta densidad de biomasa en contacto con las aguas residuales en tratamiento, mayor que la que se puede obtener con sistemas de lecho fijo o de crecimiento floculento. La adherencia a las partículas de soporte elimina el lavado, donde la tasa de flujo a través del sistema, tiene que ser menor que el valor de la tasa de remoción de biomasa, al ser arrastrada por la corriente del efluente. Se puede así mantener la densidad de la biomasa en el reactor, sin tener que recircular biomasa.

El principio básico de este sistema de tratamiento consiste en que, cuando el líquido pasa hacia arriba a través de un lecho de partículas sólidas, éstas están sometidas a un arrastre ascendente, cuya magnitud depende del tamaño y forma de las partículas y de la velocidad del líquido. Según aumente la velocidad del líquido, se llega a un punto en donde el arrastre ascendente se equilibra con el peso de las partículas, y éste se expansiona al separarse las partículas, que quedan libres para efectuar un movimiento relativo recíproco. La velocidad del líquido que se requiere para alcanzar dicho efecto depende de las densidades relativas del líquido y de las partículas, así como de tamaño y formas de las mismas.

El aumento de la película biológica sobre las partículas aumenta su tamaño o cambia de forma y densidad global, y se expande, por lo que también crece el volumen total del lecho. La velocidad requerida del líquido para efectuar la fluidización variará según la cantidad de película biológica depositada sobre las partículas<sup>60</sup>.

#### 4.3.2 Procesos biológicos anaerobios.

En la digestión anaeróbica, la materia orgánica se descompone por acción de los microorganismos en ausencia de oxígeno, y se produce metano y anhídrido carbónico. Se utiliza para la estabilización de lodos de aguas residuales. En la digestión, aproximadamente del 30 al 35 % de sólidos de los lodos son descompuestos, y por cada kg de materia orgánica destruida, se produce cerca de 1 m<sup>3</sup> de metano.

Las materias que no se ven afectadas por el tratamiento aeróbico, tales como la celulosa, y materias que son causa de problemas en sistemas aerobios, como materias grasas, son degradadas por procesos anaeróbicos. El rendimiento de la biomasa de los procesos anaeróbicos es más bajo que en los sistemas aeróbicos, cerca del 0.1 al 0.4 kg

---

<sup>60</sup> íbidem.

Las desventajas de los procesos anaeróbicos son las siguientes. Son lentos, de modo que se requieren grandes unidades con largos tiempos de retención, y necesitan de un sistema completamente cerrado (elevando el costo de inversión) La digestión anaeróbica es sensible a la inhibición, que se lleva a cabo por sustancias que se encuentran usualmente en los lodos y en aguas residuales industriales, como: metales pesados, hidrocarburos clorados y detergentes aniónicos. Este medio permite también prosperar a los organismos reductores de sulfatos, de manera que puede formarse ácido sulfhídrico, corrosivo y tóxico.

La digestión anaeróbica se realiza en tres etapas. Primero, los compuestos de alto peso molecular, como las proteínas y los polisacáridos, son descompuestos en sustancias solubles de bajo peso molecular, como aminoácido y azúcares. Esto se conoce como la fase de “licuefacción”. En segundo lugar, los nutrientes orgánicos son convertidos en ácidos grasos inferiores en una fase llamada de “fermentación ácida”, que hace que baje el pH del sistema. Finalmente, en la etapa de “fermentación del metano” o “metanogénica” los ácidos orgánicos son convertidos en metano, anhídrido carbónico y una pequeña cantidad de hidrógeno.

Los organismos productores de metano son muy sensibles a bajos niveles de pH, y si éste cae por debajo de su nivel de tolerancia (que es aproximadamente 6.2), cesa la producción de metano. Los ácidos orgánicos producidos en las fases previas, se acumulan y dan como resultado lodos con un desagradable olor agrio. Desde el punto de vista microbiológico, la situación es análoga a la de la nitrificación en el proceso de lodos activados.

En la digestión anaeróbica se utilizan tres rangos de temperatura, que son: digestión “fría”, por debajo de 20° C, digestión “mesofílica” entre 20 y 40° C y “termofílica” por encima de 40° C y hasta aproximadamente 55° C. Como las tasas de reacción biológica aumentan con la temperatura, la digestión en frío requiere tiempos de residencia más largos que los de la digestión mesofílica, que es la más usual<sup>61</sup>.

#### 4.3.2.1 Digestores convencionales

Los digestores convencionales para la estabilización de los lodos de las aguas residuales están constituidos por tanques cerrados con provisiones para mezclar, calentar o recolectar el gas, y pueden estar equipados con controles para pH. Por lo general, es una operación sin recirculación de lodos sedimentados. La temperatura está en el rango mesofílico, de 30 a 35 °C.

La adición de lodos crudos y la extracción de lodos estabilizados son usualmente de forma intermitente, haciendo las adiciones una o más veces al día, y las extracciones de manera semanal o diaria. En la operación mesofílica, los tiempos de retención son usualmente de 25 a 30 días, con un mínimo de 10 a 12 días. En sistemas de digestión en frío, son aproximadamente siete veces más largos.

---

<sup>61</sup> Winkler, Ídem, p 315-318.

El gas producido contiene aproximadamente del 65 al 70% en mol de metano, de 30 a 35% en mol de anhídrido carbónico y pequeñas cantidades de otros gases, incluyendo ácido sulfhídrico<sup>62</sup>.

#### 4.4 Tratamiento terciario.

En la etapa terciaria, se eliminan compuestos químicos específicos del agua parcialmente purificada antes de la desinfección final. Dependiendo de la localidad, el tratamiento terciario puede incluir algunos de los siguientes procesos:

- Reducción de la DBO por eliminación de la mayor parte del material coloidal, utilizando una sal de aluminio en un proceso en el cual se forma  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Este proceso se conoce como coagulación química.
- Eliminación de los compuestos orgánicos disueltos (incluyendo el cloroformo) y algunos metales pesados por adsorción sobre carbón activo, sobre el que se hace pasar el efluente.
- Eliminación del fosfato, usualmente por precipitación de su sal de calcio,  $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ , después de añadir cal,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Como sólo una parte del fósforo se elimina en la etapa de tratamiento secundario, ya que los microorganismos lo incorporan como nutriente para su crecimiento, es necesario eliminarlo en una etapa de tratamiento terciario o avanzado, principalmente mediante el uso de cal o de alúmina ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ).
- Eliminación de los metales pesados por adición de los iones hidróxido o sulfuro a la forma insoluble: hidróxido o sulfuro de metal<sup>63</sup>.

#### 4.5 Plantas de Tratamiento de aguas residuales municipales más utilizadas en México<sup>64</sup>

A continuación se presenta información detallada de los últimos años de los sistemas de tratamiento utilizados, flujos tratados, etc.

Como se observa en la siguiente gráfica, las aguas residuales municipales que se tratan han venido aumentando a lo largo de los últimos años.

---

<sup>62</sup> Íbidem.

<sup>63</sup> Colin, Ídem, p 496, 497

<sup>64</sup> Estadísticas del Agua en México, p 62,63.



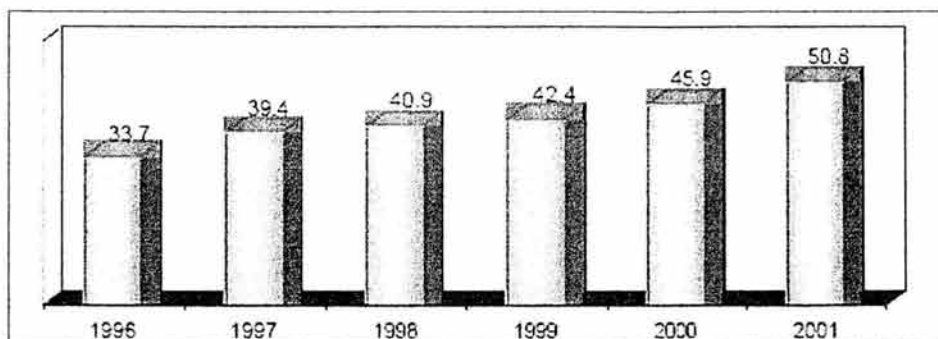


Figura 4-12. Caudal de aguas residuales municipales tratadas, (m<sup>3</sup>/s)  
1996-2001

Los principales procesos de tratamiento que se utilizan en nuestro país son lagunas de estabilización, lodos activados, y tanques Imhoff y sépticos, como se muestra en la figura 4-13.

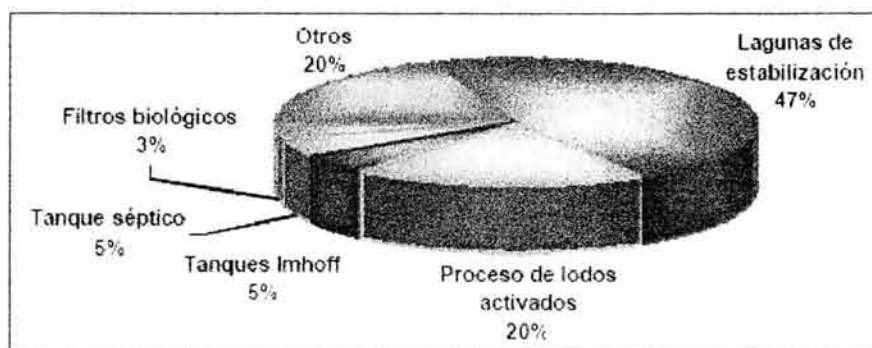


Figura 4-13. Principales procesos de tratamiento de aguas residuales



## Capítulo quinto: Sistemas de reactores secuenciales por lotes (SBR) en el tratamiento de aguas<sup>65</sup>.

### 5.1 El sistema SBR.

El reactor secuencial por lotes (*sequencing batch reactor*, SBR) es un sistema de lodos activados para el tratamiento del agua contaminada que utiliza ciclos de llenado y descarga. En estos procesos, un ciclo comienza con el reactor casi vacío, con un nivel mínimo que contienen a los lodos en el fondo. Después el reactor (bioreactor) se llena con una tanda de las aguas residuales y se inician la agitación y la aireación. La degradación biológica comienza durante el periodo de llenado y continua, una vez lleno el reactor, hasta que se tiene un grado de tratamiento adecuado. Entonces, se detienen la agitación y la aireación, permitiendo la sedimentación. De acuerdo con el tiempo de sedimentación, se podrían tener reacciones anaeróbicas que reducen el contenido orgánico del lodo. Cuando se han sedimentado los lodos, se separa la capa superior de agua clara. Así, la homogenización de flujos, la aireación y la sedimentación se pueden lograr en un solo reactor. Para optimizar el desempeño del sistema, se utilizan dos o más reactores en una secuencia de operación predeterminada. Los sistemas SBR han sido utilizados con éxito para tratar aguas residuales municipales e industriales. Estos sistemas son especialmente efectivos para tratamiento de agua residual a caudales reducidos o intermitentes.

Los procesos batch, similares a los de reactores SBR, no son un desarrollo reciente. La práctica de introducir aire a través de aguas residuales para reducir su concentración de contaminantes ha sido usada desde antes de 1890; mediante este proceso, se promueve que los organismos aeróbicos crezcan y los anaeróbicos no, con lo que no se tienen olores desagradables. No fue sino hasta 1910 cuando se dio una mejora importante en estos sistemas: la recirculación de parte de los lodos generados en el proceso de aeración, para acelerar la degradación. Entre 1914 y 1920 varios sistemas de este tipo se encontraban ya en operación. El interés en los SBR resurgió a finales de los 50s e inicios de los 60s, con el desarrollo de nuevos equipos y tecnología y con las mejoras de los sistemas de aireación y de control, compitiendo con los sistemas convencionales de lodos activados.

Los procesos unitarios de los SBR y los sistemas convencionales de lodos activados (aeración, oxidación del contaminante, sedimentación de fangos y recirculación) son, en esencia, iguales. La diferencia entre las dos tecnologías es que los SBR pueden lograr la homogenización de caudales, el tratamiento biológico y la sedimentación secundaria en un tanque único usando una secuencia de tiempo controlada. En este tipo de reactor se realiza también, en algunos casos, la sedimentación secundaria, mientras que en un sistema convencional de lodos activados estos procesos serían realizados en tanques separados, lo cual lleva a decir que el espacio requerido para sistemas SBR es menor respecto al de sistemas de flujo continuo (CFS)

---

<sup>65</sup> Basado en: M. Levin y M. A. Gealt. *Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos*, p 3-5 y 67-68; EPA, *Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Reactores secuenciales por tandas*, Sep. 1999 (EPA 832-F-99-073); R. L. Irvine y A. W. Busch. *Sequencing batch biological reactors – an overview*. Journal Water Pollution Control Federation. USA. February, 1979.

En contraste con los CFS, el reactor secuencial por lotes (SBR) involucra una operación por cargas (lotes o tandas) Debido a la naturaleza periódica de la operación del SBR, la gama de tecnología de tratamiento definida por los sistemas CFS se expande con el SBR. En ocasiones, las áreas de aplicación de un SBR y un CFS se traslapan. Los sectores de aplicación primaria de los sistemas SBR están en pequeñas comunidades que requieren instalaciones de tratamiento con bajos costo de capital y de operación; en municipios e industrias que tienen una única aplicación, como la remoción de contaminantes prioritarios, nitrógeno, fósforo y componentes específicos en el pretratamiento; y en investigación.

Los sistemas SBR pueden asimilar grandes variaciones de flujo y de composición de la alimentación. También los compuestos tóxicos o los cambios importantes en la carga orgánica pueden ser amortiguados por los SBR mediante la prolongación del tiempo de retención de las aguas, hasta que la población bacteriana se haya recuperado y se haya efectuado la purificación. También se puede modificar el tiempo de sedimentación para tener una mejor clarificación antes de desalojar el agua tratada.

Existen versiones modificadas de los sistemas SBR, como lo es el sistema de aireación extendida de ciclo intermitente (*intermittent cycle extended aeration system*, ICEAS). En el ICEAS el agua residual afluyente entra al reactor en forma continua. Como tal, no es un sistema de SBR convencional. Una pared de deflexión puede ser usada en el ICEAS para dispersar el flujo continuo. Con esta excepción, las configuraciones de diseño de los ICEAS y los SBR son muy similares.

#### 5.1.1 Descripción del sistema<sup>66</sup>.

Un sistema SBR puede estar compuesto de uno o más tanques. En el tratamiento biológico de desechos, cada tanque en el sistema tiene 5 modos básicos de operación o periodos durante el tiempo de una secuencia o ciclo, cada uno de los cuales es nombrado de acuerdo con su función primaria. Estos son *llenado*, *reacción*, *sedimentación*, *vaciado* y *tiempo de inactividad*. El llenado [cuando el reactor recibe flujo durante un tiempo dado (hasta que éste alcanza una nivel previamente definido), con o sin mezclado y aireación del reactor (según si se desea o no regular el nitrógeno en el efluente) y el vaciado [el líquido clarificado (*sobrenadante*) se descarga hasta un cierto nivel del reactor (que, según el diseño, varía entre un 75% y un 15% del volumen del reactor), dejando en su interior el material sedimentado] deben ocurrir en cada ciclo completo para cada tanque. Los periodos de reacción [operando el reactor sin admitir flujo (operación batch o en lotes) durante el tiempo necesario para realizar las reacciones bioquímicas deseadas, recibiendo o no agitación y/o aireación], sedimentación [el tiempo para separara a los microorganismos del efluente tratado, dejando los contenidos sedimentar con el reactor quieto durante el tiempo necesario para la clarificación del sobrenadante] y el tiempo de inactividad [aquel entre la descarga y el rellenado del tanque, en el cual el reactor ya descargado en algún grado (el volumen remanente está entre el 75 y el 10 % del máximo, y se retiene a los lodos) está

<sup>66</sup> R. L. Irvine y A. W. Busch. *Secuencing batch biological reactors – an overview*. Journal Water Pollution Control Federation. February, 1979; <http://tamarugo.cec.uchile.cl/~leherrer/BT53A/SBR/sbrdise.htm#Figura%201>

inactivo si es que no hay flujo disponible] pueden ser eliminados de acuerdo a las necesidades del problema de tratamiento. Por ejemplo, si un sistema SBR se usara solamente para la ecualización (igualación), cada ciclo constaría únicamente de llenado y vaciado. Además de estos, se tienen periodos para la descarga programada de lodos activados.

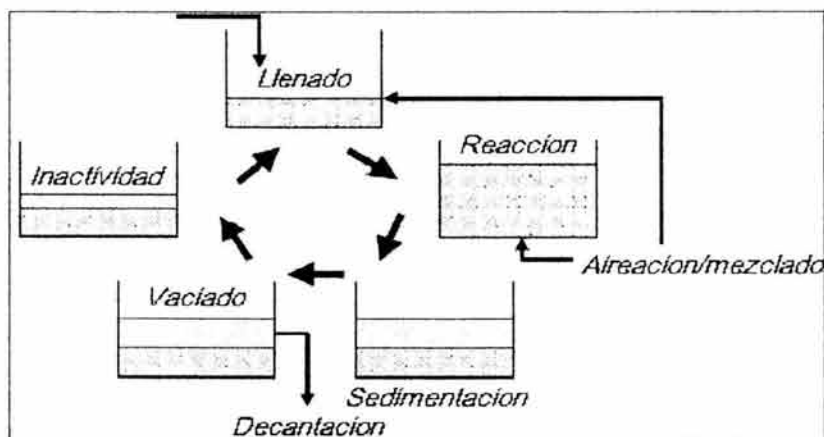


Figura 5-1. Periodos del reactor secuencial por lotes.

El tiempo para un ciclo completo es, en un sistema de un solo tanque, el tiempo total entre el comienzo del llenado y el fin de la inactividad, y, en un sistema multi reactor, es el tiempo entre el comienzo del llenado para el primer reactor (definido arbitrariamente) y el fin del lapso inactivo (tiempo de inactividad o tiempo muerto) del último reactor. En un sistema multi reactor, los reactores se llenan en secuencia, con el criterio de que un reactor debe haberse vaciado antes de que otro complete el llenado.

El sistema de un solo tanque se aplica en situaciones donde no hay flujo continuo, donde controles regulados por tiempo deben usarse para manejar motores y válvulas. El operador es requerido para mínimas actividades. La operación en sistemas de muchos tanques puede ser tanto simple, con una participación mínima de operador, como compleja, y las variaciones de flujo y de carga y el grado de tratamiento requerido dictan el control requerido.

En el sistema SBR, los microorganismos permanecen en cada reactor hasta que se requiere su desecho. Esto puede variar desde cada 2 meses en un sistema de bajo rendimiento de un tanque, hasta una vez cada ciclo en un sistema multi reactor de alto rendimiento. El desecho de los sólidos debe realizarse después del periodo de sedimentación o durante el de reacción.

Un resumen de los periodos, usando un ejemplo para reflejar la hidráulica de un reactor en un ciclo completo, se presenta en la figura 5-2. Aquí se muestra como el volumen de líquido se incrementa durante el periodo de llenado a partir de un volumen inicial al volumen máximo a la rapidez determinada por las variaciones de flujo, y, a menos que se deseche algo de los lodos en el tiempo de reacción, como se muestra en este caso, el volumen permanecerá en el máximo a través del periodo de sedimentación y hasta el

vaciado. El volumen durante el vaciado disminuye hasta el mínimo y permanece así durante el periodo de inactividad (en caso de haberlo)

Los esquemas internos de la figura 5-2 dan una representación gráfica del nivel del líquido y de la distribución de microorganismos para cada periodo de un ciclo. La energía provista en el mezclado y en la aireación se usa para regular la distribución de los sólidos del licor mezclado en el reactor. Esto permite a cada tanque en un sistema SBR funcionar tanto como un reactor biológico como un clarificador.

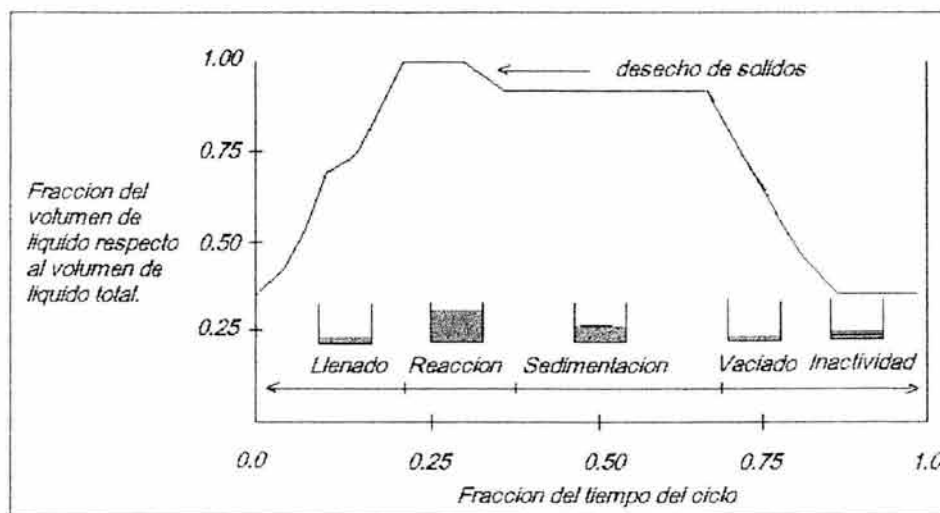


Figura 5-2. Fracción del volumen del líquido respecto al tiempo. Aireación en el llenado y en la reacción.

Fuente: Irvine y Busch, idem, p 237.

Cada reactor en un sistema SBR puede ser operado de tal forma que puede tenerse un comportamiento como reactor de flujo pistón o como uno de mezcla completa. La remoción de desechos durante el periodo de reacción procede en tiempo en una manera idéntica a las variaciones espaciales esperadas para un CFS en estado estacionario ideal, tipo flujo pistón. Así, el grado de acumulación de substrato soluble en el licor mezclado durante el llenado y el tiempo provisto para la reacción determinarán la extensión a la cual un sistema SBR simula un sistema CFS ideal en flujo tipo pistón. Por otra parte, un sistema SBR con un periodo de llenado extendido con poca acumulación de substrato soluble se parece a un reactor CFS de mezcla completa.

La flexibilidad del sistema es clara, pues se combina clarificación con reacción. Puede simularse un CFS en flujo pistón o en mezcla completa. Un SBR puede ser usado para proveer una homogeneización interna. Los tanques pueden ser tomados "on" y "off line" para cumplir con las variaciones de carga, ya sean a corto plazo o estacionales; y pueden ser llenados parcialmente y descargados a diferentes niveles mínimos. La flexibilidad del sistema consiste, además de estos simples cambios mecanicistas, en el control proporcionado por el sistema de aireación. Muchas estrategias de control pueden implementarse con el ajuste de la rapidez del aporte de oxígeno, a ser o mayor o menor que la rapidez de su demanda en la reacción biológica. Dicho en forma simple, los organismos son la limitante mientras que el sistema de aireación es el que acelera el proceso. Debido a la alta concentración de organismos durante el periodo de llenado, este arreglo de estira-

afloja es extremadamente rápido en un sistema SBR y puede tener efectos considerables sobre la operación global del sistema.

Un ejemplo del impacto de la rapidez del aporte de oxígeno sobre la concentración de carbono orgánico soluble se muestra para el periodo de *llenado* en la figura 5-3. Aquí, se muestran tres perfiles para la remoción de carbono: uno para la acumulación de sustrato soluble en el sistema por el paro del sistema de aireación; otro por la demanda de oxígeno totalmente satisfecha; y, el último, para uno de los perfiles intermedios posibles por la regulación de la rapidez de aporte de oxígeno. En el último caso, la demanda de oxígeno está parcialmente satisfecha entre A - B y C - D (debido al suministro de energía por el mezclado de los organismos), y completamente satisfecha entre B y C. La continuación de estos perfiles durante el periodo de *reacción* se muestra en la segunda parte de la figura. Para todos los casos, el oxígeno se aporta en exceso para la primera mitad del periodo de reacción, y suministrado por mezclado sólo durante la segunda mitad. En cada caso, el carbón orgánico soluble es completamente removido antes del fin del periodo. De hecho, las condiciones anóxicas durante la segunda mitad del periodo de reacción mostraron tener poco impacto sobre el carbono soluble. Así, respetando las limitaciones en el efluente, pueden implementarse estrategias de control exponiendo a los organismos a una amplia variedad de tensiones de sustrato. Esto no se hace fácilmente en la mayoría de los CFS.

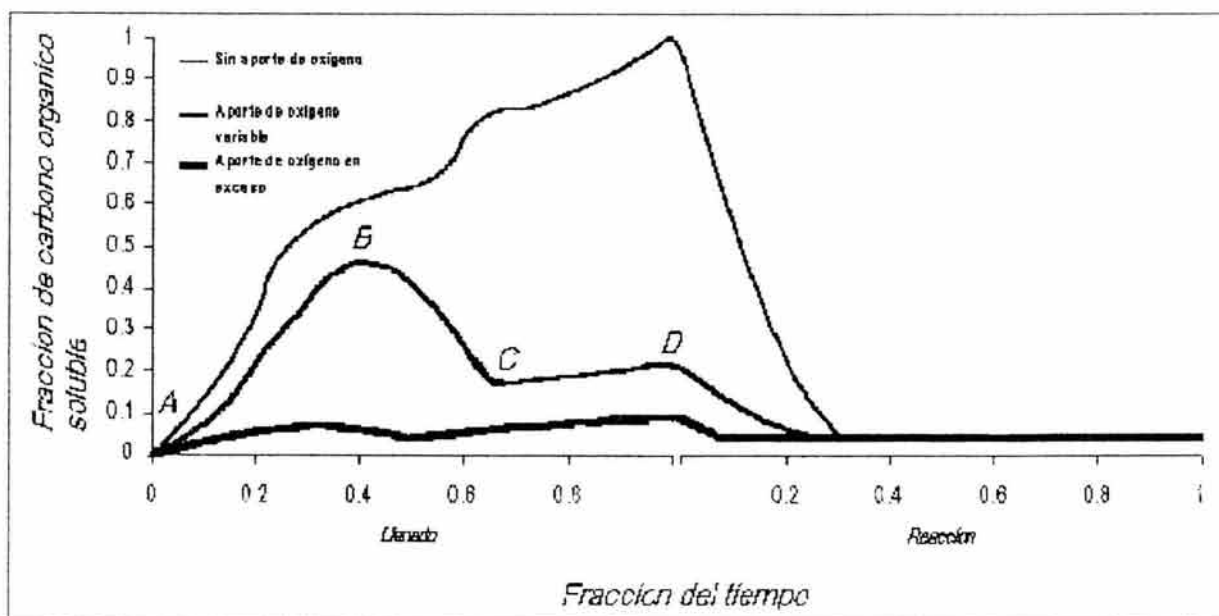


Figura 5-3. Fracción de carbono orgánico disuelto respecto al tiempo.

Fuente: Irvine y Busch, *idem*, p 238.

Esta habilidad para controlar la tensión de sustrato puede tener un impacto muy importante en el control de los organismos filamentosos, remoción de nitrógeno y sobre la estabilidad de todo el sistema. En particular, estudios efectuados en la Universidad de Notre Dame han mostrado que la cantidad de organismos filamentosos en el sistema (y, por lo tanto, las características de sedimentación de los sólidos, pues a mayor cantidad de estos



microorganismos es más difícil la sedimentación a causa del esponjamiento o *Bulking*<sup>67</sup> por la formación de redes de filamentos en el seno de la suspensión líquida del reactor) es controlada con condiciones anóxicas durante el periodo de llenado. El incremento en el carbono soluble es similar al mostrado en la figura 5-3 (esto es, variando el aporte de oxígeno) y causa un aumento en glicógeno en los organismos. Aunque esto no es evidente en la figura 5.3, condiciones anóxicas durante la segunda mitad del periodo de reacción fueron usadas para la *remoción de nitrógeno*, con el glicógeno sirviendo como el donador del electrón en la desnitrificación. Carbono exógeno, como metanol, no fue agregado en este caso.

### 5.1.2 Estrategias de control.

Primeramente, la relación entre el tamaño del sistema y el procedimiento de operación debe ser entendida. Por ejemplo, la estrategia de control que puede ser considerada para un sistema dimensionado dos veces más grande de lo necesario es muy diferente de aquella requerida para un sistema propiamente dimensionado.

Como fue mencionado anteriormente, un sistema de un sólo tanque es adecuado para flujo no continuo, especialmente aquel encontrado en pequeñas comunidades y en muchas industrias rurales. Debido a las limitaciones económicas y a la falta de experiencia en el tratamiento de aguas residuales *in situ* en comunidades rurales, el nivel de tratamiento deseado deberá llevarse a cabo a través de un control por reloj. Si el nivel de tratamiento es más estricto que el que puede ser efectuado con el control por reloj, o si se desea un sistema de control más sofisticado, dispositivos para detectar el nivel y el oxígeno disuelto, y medidores de turbiedad pueden ser integrados también a la operación del sistema. Como la hidrografía del sistema o los requerimientos del efluente se vuelven más severos, un tanque adicional o más tendrán que ser añadidos. Aunque el control con reloj sólo podría usarse para objetivos de tratamiento simples en un sistema de varios tanques, un control de nivel sobre el sistema es deseable. El sistema SBR más complejo envolverá un sistema de varios tanques con tiempo ajustable, válvulas de control reguladoras de nivel, OD y turbiedad, y compresores, mezcladores y bombas que pueden estar prendidas o apagadas. Sistemas de control por computadora han mostrado ser bastante útiles en este sentido.

Para todos los niveles de tratamiento deseados, una política de control que procure la buena sedimentación de los organismos debe ser implementada (por ejemplo, condiciones anaeróbicas durante el periodo de llenado). Para la nitrificación, el oxígeno disuelto debe ser mayor que 1 mg/L. Para la desnitrificación el OD debe ser menor que 0.5 mg/L. Para la remoción secuencial de componentes en un desecho industrial de muchos substratos, puede darse suficiente tiempo durante el periodo de reacción, o, en el caso de un componente inhibidor, el llenado debe ser operado de forma tal que la concentración de aquel componente permanezca debajo de la concentración limitante.

Por ejemplo, un sistema de un solo tanque operado para la nitrificación y la remoción de carbón es fácilmente controlado al dar mezclado sólo durante la primera mitad del

<sup>67</sup> Bulking se refiere a la formación de lodos no sedimentables, debido al crecimiento de microorganismos filamentosos. En el bulking, se ve a los lodos como redes muy porosas. Véase sección 4.3.1.1.8.1



llenado y al procurar aireación suficiente para mantener el OD sobre 1 mg/L para la siguiente mitad del llenado. Aunque el llenado suele finalizar al término de la hora determinada, el tiempo real de llenado dependerá de la hidrografía del sistema para aquel día. Ningún intento para regular el flujo de desecho crudo es realizado, y el control por reloj continuará con la aireación por 1/12 del tiempo del ciclo más. En este tiempo predeterminado la aireación termina y los organismos son dejados sedimentar por 1/12 del ciclo más. Después una válvula motorizada es abierta y mantenida así por 1/8 del ciclo durante el periodo de vaciado. Después la válvula motorizada es cerrada, el sistema permanece inactivo por 1/8 del ciclo, presumiblemente sin agitación, hasta que el flujo del desecho empieza de nuevo. Mezclado o aireación debe proporcionarse en el tiempo inactivo. Los tiempos reales para cada periodo deben ser determinados durante el arranque. El reloj simplemente debe ser ajustado para activar o desactivar el equipo de mezclado y las válvulas. La válvula motorizada podría ser reemplazada por una bomba. Consideraciones adicionales deberán tenerse para el tratamiento de agua de lluvia y agua de desecho combinadas en el flujo de alimentación durante el periodo de llenado.

Si se deseara la desnitrificación, el sistema podría también ser operado usando control por reloj. En tal caso, una política de control tal como un periodo de mezclado de 1/12 del ciclo seguido por un periodo de aireación de 1/8 del ciclo puede ser repetida a lo largo de los periodos de llenado (7/12 del ciclo) y de reacción (1/4 del ciclo). El criterio es que la aireación se de por lo menos la hora final del periodo de reacción, para asegurar tanto la liberación de las burbujas de nitrógeno gaseoso que puedan estar adheridas al flóculo, como el proveer condiciones razonablemente aeróbicas en la sedimentación. La política de control para la desnitrificación puede ser, como ésta, algo simple. La señal de la sonda de OD desactiva la aireación para dar lugar al mezclado un tiempo predeterminado después de que el OD alcanza 1 mg/L y similarmente activa la aireación después de que la cantidad de OD cae debajo del límite detectable por la sonda. El control de la sedimentación (1/24 del ciclo), del vaciado (1/8 del tiempo total) y del tiempo de inactividad (aquí es cero horas) se da sólo por reloj.

En un sistema de 3 tanques, por ejemplo, recibiendo un flujo continuo pero variable, diseñado para un tiempo de llenado mínimo de 2 horas, el flujo es dirigido desde un tanque a otro por un detector del volumen del líquido que opera una válvula motorizada. Como resultado, el tiempo de llenado para un tanque dado depende de la rapidez de flujo. Por ejemplo, el tanque 1 está en el periodo de llenado durante las primeras 3 horas, mientras el tanque 2 está en inactividad y el tanque 3 está en vaciado e inactividad. El tanque 1 no es vuelto a llenar hasta la 11ª hora. Entre la 3ª y la 10ª hora, el tanque 2 está en la fase de llenado por 2 horas y el tanque 3 por 5 horas. La política de control de OD durante la fase de llenado es similar a la descrita para la desnitrificación. En este caso, el mezclado sólo permanece encendido por un mínimo de 1 hora durante la fase de llenado y no es desactivado para dar lugar a la aireación hasta que el OD cae debajo de 0.5 mg/L por una hora. El control de la concentración de OD durante el periodo de reacción es usado para determinar el inicio del periodo de sedimentación. La aireación es dada por todo el periodo de reacción hasta que la concentración de OD excede de 1 mg/L por 1 hora. Las operaciones después del periodo de reacción son estrictamente con reloj. Los periodos de sedimentación y de vaciado pueden ser de 1 y 2 horas, respectivamente. El tiempo de

inactividad depende de los flujos volumétricos. El sistema podría también ser diseñado para operar con tiempos de llenado y/o reacción constantes.

A pesar de que no fue descrita en ninguno de los casos anteriores, la turbiedad puede usarse para definir el tiempo para el sedimentado, debido a que después de que el nivel de la capa de lodo pasa debajo de la profundidad preajustada la válvula de descarga puede ser abierta.

El desecho de los lodos puede ser realizado manualmente sobre bases periódicas en el sistema de un solo tanque, y automáticamente en el sistema de varios tanques al activar una bomba de descarga para remover la fracción preajustada del volumen del líquido durante los últimos 15 minutos del periodo de reacción para cada tanque durante cada ciclo.

### 5.1.3. Efecto del llenado en el desempeño de los sistemas SBR<sup>68</sup>.

Como los sistemas por lotes no están diseñados para ser operados bajo condiciones de estado estacionario, las fluctuaciones en las funciones de fuerza (*forcing functions*) pueden ser manejadas más fácilmente debido a la naturaleza dinámica del proceso. Además, el modo de operación semi batch (como se le denomina al modo del sistema SBR) tiene una ventaja cinética intrínseca sobre los sistemas de flujo continuo.

Previamente al periodo de llenado, los sólidos sedimentados deben ser contenidos en la porción del fondo del reactor a una concentración de 8 000 mg/L a 10 000 mg/L. Dos o más reactores podrían ser necesarios para tratar un flujo continuo de agua de desecho.

Es interesante notar el grado de remoción de substratos solubles en el modo de operación semi continuo (SBR). Por ejemplo, en el estudio referido en (68), se ve que, sin tener en cuenta la relación llenado: reacción, la DBO<sub>5</sub> soluble promedio del efluente de 9 días diferentes de muestreo fue de 3 mg/L; considerando que la DBO<sub>5</sub> de la alimentación fue 400 mg/L, este puede ser considerado un efluente altamente purificado. Puede ser concluido que la concentración de substrato soluble en el reactor al final del periodo de reacción es o está cerca de la concentración de la materia no biodegradable del agua tratada. Esto está bien soportado por la uniformidad de la rapidez de demanda de oxígeno unitaria que ahí se reporta [15, 12 y 13 mg oxígeno / (g de MLSS \* h), para relaciones de los tiempos de llenado y de reacción (llenado:reacción) 2/4, 4/2 y 5/1, respectivamente]. Estas rapideces expresan la respiración endógena y deben ser relativamente constantes.

Como la remoción de substrato soluble es eficiente en estos sistemas, parece que los éxitos o fallas de un reactor semi-continuo serán dependientes del desarrollo de la población bacteriana con buenas características de sedimentación. Parece que hay una correlación definida entre la velocidad de sedimentación y la relación llenado: reacción, pues la velocidad de sedimentación mayor ocurrió con la relación reacción: llenado menor. También este experimento permite ver la tendencia hacia un lodo no asentable y voluminoso con un mayor periodo de llenado. La menor sedimentación del lodo durante el

---

<sup>68</sup> Irvine y Denny, Effect of Fill: React Ratio on Sequencing Batch Biological Reactors. J. WPCF, Feb. 1979.

modo los ciclos con largo tiempo de llenado es reflejada en las mayores concentraciones totales de SS en el efluente, infiriendo que se arrastra una cantidad importante de lodos.

En 1974, Rensink<sup>69</sup> experimentó con reactores flujo pistón, por lotes y completamente mezclados. Usando desechos sintéticos, él encontró que el sistema CSTR debería fallar como resultado del *bulking* (abultamiento de los lodos) a una carga orgánica más baja que la del reactor PFR o el Batch. Además, el CSTR debería presentar abultamiento en 3 días de una carga impuesta mientras que los reactores PFR y Batch deberían fallar después de una semana. En 1973 Chudoba concluyó que el crecimiento de organismos filamentosos, y así *bulking*, es suprimido cuando existe un gradiente de concentración en el reactor. Esto está de acuerdo con el trabajo de Rensink. Tal gradiente existe en un reactor PFR y en los que trabajan por lotes, pero no en reactores CSTR.

En el tratamiento semi continuo, la máxima concentración biodegradable de sustrato en el reactor ocurre en algún momento durante el periodo de llenado, cerca del fin de este periodo, para flujos y concentraciones constantes. La concentración pico deberá ser mayor durante tiempos de llenado cortos que durante tiempos de llenado largos. Con tiempos de llenado cortos, la rapidez unitaria de demanda de oxígeno es mayor en el llenado que durante la reacción. Además, la rapidez unitaria de demanda de oxígeno durante la alimentación es mayor con mayores tiempos de llenado.

Sin embargo, el fenómeno del abultamiento (*bulking*) no puede ser completamente explicado por la existencia o la inexistencia de un gradiente de concentración. Hay otros factores involucrados. La relación llenado: reacción afecta la capacidad de sedimentación de los lodos en alguna manera. La extensión a la cual es afectada la sedimentación de los lodos por el modo operacional en un tratamiento semi continuo no está plenamente entendida hasta ahora.

La variación de las relaciones llenado: reacción no afecta significativamente el FTOC del licor mezclado entre el principio del llenado y el final de la reacción en el experimento citado en la referencia (69) Esta observación está soportada por los datos de la rapidez unitaria de demanda de oxígeno. La constancia de esta rapidez indica que hay poca tensión externa de sustrato con tiempos de llenado tanto cortos como largos. De los datos de rapidez unitaria de demanda de oxígeno de un modo con relación llenado: reacción de 2/4 (ni muy levada ni baja), se esperaría que una tensión de sustrato estuviera presente durante el periodo de llenado y que decreciera marcadamente al final del llenado. Los datos de FTOC obtenidos para este caso muestran que la concentración máxima de carbono soluble se dio inmediatamente antes del ciclo de llenado. La concentración de carbono soluble a la mitad del ciclo de llenado fue tan baja como en cualquier tiempo durante los periodos de llenado y de reacción. La rapidez unitaria de demanda de oxígeno al mismo tiempo fue la más alta. Esto puede explicarse por el hecho de que la prueba de FTOC mide una variedad de compuestos orgánicos, algunos de los cuales pueden no ser fácilmente oxidados en el proceso de lodos activos. La alta concentración de carbono inmediatamente antes del llenado sugiere que hay liberación de compuestos orgánicos de las células durante la sedimentación anaerobia, el vaciado y el tiempo de inactividad. La liberación no es tan

---

<sup>69</sup> Ibidem, referencias.

evidente en los modos operacionales con relaciones llenado: reacción o muy altas o muy bajas.

La  $DBO_5$  soluble del efluente para sistemas reportados en este tipo de trabajos con cargas instantáneas de 0.54/día hasta 1.34/día fueron menos de 4 mg/L. Estudios (no reportados) para cargas instantáneas mayores de 4/día demostraron similar remoción de sustrato soluble. Así, es difícil sobrecargar un reactor biológico semi continuo desde un punto de vista de la remoción de sustrato soluble. Como para la mayoría de los sistemas de tratamiento biológico, *las características de sedimentación de lodos controlan el diseño del sistema*. Éstas, para un reactor biológico semi continuo, dependen de factores como el tipo de sustrato, los organismos desarrollados, la edad de los lodos y la carga, además que de la apropiada selección del tiempo llenado/reacción. Sistemas con cargas diarias y edades de los lodos idénticas, pueden desarrollar organismos con características de sedimentación muy diferentes. Criterios para definir el modo de operación óptimo se están desarrollando pero no se entienden adecuadamente hasta ahora.

Un reactor semi continuo propiamente diseñado deberá alcanzar una calidad de efluente más alta que un CSTR de tamaño similar. Debido a la habilidad de definir un periodo de reacción de longitud conveniente, el agua de desecho puede ser retenida en el sistema hasta que la calidad del efluente deseada se alcanza. Esta afirmación no puede ser hecha de sistemas convencionales de flujo continuo.

Con estas observaciones en mente, pueden obtenerse las siguientes conclusiones:

- Un reactor biológico semi continuo es muy bueno en cuanto a la remoción de sustrato soluble.
- El diseño apropiado de un reactor semi continuo depende del desarrollo de microorganismos con características de sedimentación satisfactorias.
- Las características de sedimentación para los organismos desarrollados en un reactor semi continuo dependen sobre la relación llenado-reacción, la cual afecta la fuerza y la concentración máximas del sustrato en el reactor.
- La tecnología que permitirá el diseño y control apropiados de un reactor biológico semi continuo puede ser desarrollada.
- Las aguas de desecho pueden ser retenidas en un reactor semi continuo hasta que la calidad del efluente deseada es alcanzada.
- Un reactor semi continuo propiamente diseñado producirá una mejor calidad del efluente que un CSTR de tamaño similar.

Esto sugiere que los sistemas secuenciales por lotes deben servir como un proceso alternativo a los esquemas convencionales.

Cabe comentar que la importancia de la relación llenado: reacción puede ser mitigada por el control en la concentración de oxígeno en el reactor durante el llenado. Una concentración de sustrato elevada puede resultar durante el llenado debido a tiempos cortos de llenado o a una baja cantidad de oxígeno disuelto.



#### 5.1.4 Cinética y parámetros de diseño de un reactor secuencial por lotes<sup>70</sup>.

Un balance de masa sobre el sustrato en un reactor semi batch da lo siguiente:  
Durante el llenado, la cantidad de sustrato en el reactor puede ser expresada por

$$\frac{d(VC_s)}{dt} = qC_{s0} + Vr_{fs}$$

Donde:

V = volumen de sustrato, L

V<sub>R</sub> = volumen del reactor, L o m<sup>3</sup> (vigilando la congruencia de unidades)

C<sub>s</sub> = F = concentración del sustrato en el reactor, mg/L (como DQO)

C<sub>s0</sub> = F<sub>0</sub> = concentración de sustrato a la entrada, mg/L

X<sub>A</sub> = concentración de biomasa en el reactor = mg/L de MLVSS

q = flujo de alimentación, litros / día

r<sub>fs</sub> = rapidez de utilización del sustrato, mg/(L d)

Desarrollando la diferenciación indicada y re arreglando se tiene:

$$V \frac{dC_s}{dt} + C_s \frac{dV}{dt} = qC_{s0} + Vr_{fs}$$

Debido a que dV/dt = q, donde V (0) es conocido,

$$\frac{dC_s}{dt} = \frac{q}{V} (C_{s0} - C_s) + r_{fs}$$

Esta ecuación es idéntica en forma a un balance de masa en estado no estacionario sobre un reactor continuamente agitado (CSTR) con recirculación (téngase en cuenta que el volumen es función del tiempo)

Durante el periodo de reacción, q es cero y el volumen es constante, con lo que el balance se reduce a

$$\frac{d(C_s)}{dt} = r_{fs}$$

Ésta es idéntica a un balance de masa sobre un reactor en flujo pistón en estado estacionario. Así, conforme la longitud del periodo de llenado crece y la del de reacción decrece, el tratamiento en el reactor parece ser similar a un CSTR con volumen de líquido

<sup>70</sup> R. W. Dennis, R. L. Irvine, *Effect of fill: react ratio on sequencing batch reactors*, Journal Water Pollution Control Federation. February (JWPCF), 1979; EPA, Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet 3: Sequencing Batch Reactor Systems; E. C. Hoepker, E. D. Schroeder, *The effect of loading rate on batch-activated sludge effluent quality*, JWPCF, February, 1979; <http://iamarugo.cec.uchile.cl/~leherrei/BT53A/SBR/sbrdise.htm#Figura%201>;

variable en el llenado, y a un PFR en la fase de reacción. Cuando la longitud del tiempo de llenado decrece, el reactor se parece más a un reactor de flujo pistón.

Cuando una modificación a un proceso existente deba ser propuesta, es útil hacer una comparación entre aquella modificación y el proceso como ha sido usado. El tanque completamente mezclado de lodos activos ha sido considerado el estándar por varios años. Un balance de materia en estado no estacionario en el tanque completamente mezclado da:

$$\frac{dC_s}{dt} = \frac{q}{V}(C_{s0} - C_s) + r_{fs}$$

En estado estacionario, el volumen requerido para producir una concentración de sustrato del efluente  $C_s$  a una rapidez de flujo a alimentación  $q$  y a una concentración de alimentación de  $C_{s0}$  es:

$$V = \frac{q(C_{s0} - C_s)}{-r_{fs}}$$

Si la rapidez de transformación de los desechos es, con  $C_b$  = concentración de biomasa en el reactor =  $X_A$ :

$$-r_{fs} = K_1 C_s C_b$$

La expresión final para el volumen es:

$$V = \frac{q(C_{s0} - C_s)}{K_1 C_s C_b}$$

Para varias pruebas por lotes, el valor de  $K_1$  del residuo usado ha sido calculado en aproximadamente 0.025 L / (mg\*día).

En términos asociados a la *cinética de reacción*, las investigaciones y la historia de operación de reactores de lodos activados ha sido exitosamente modelada por ecuaciones de tipo Monod, en particular, el modelo ya clásico del IAWPRC, de amplia utilización en reactores de lodos activados. Este modelo no ha resultado del todo adecuado para reactores SBR, debido a la secreción de metabolitos intermediarios, que aportan demanda de oxígeno. Las anomalías respecto del modelo se deben (probablemente) a las reacciones bioquímicas asociadas a la digestión de productos intracelulares mantenidos como reserva, durante los períodos anóxicos; en este sentido, el trabajo de Ibrahim y Abasaeed propone un modelo matemático, bastante exitoso, para modelar la dinámica y obtener predicciones de DQO y sólidos en el efluente tratado de un reactor SBR. Este modelo no incorpora la etapa de sedimentación ni las de descarga de lodos y efluente tratado (es decir, modela carga y reacción a reactor lleno) porque supone que no hay reacción en ellas.



El modelo dinámico de Ibrahim utiliza una docena de valores iniciales y una decena de parámetros, de modo que tiene un excesivo número de grados de libertad que podría ajustarse a cualquier resultado experimental pero poco útil para diseño.

Es posible utilizar modelos dinámicos más convencionales y con menos grados de libertad. Así, las etapas en reacción pueden ser modeladas mediante cinéticas del tipo Monod, igual a las utilizadas para lodos activos. Las etapas de decantación estática y sedimentación con descarga, por otra parte, pueden ser resueltas por ecuaciones de balance y ecuaciones lineales.

El reactor SBR se puede *diseñar* en términos de los mismos parámetros de las aplicaciones de lodos activados, más un número de parámetros operacionales válidos solamente para los SBR. El objetivo del diseño es obtener las especificaciones del reactor (dimensiones, equipos, etc.) y los tiempos de duración de *cada* etapa de operación.

Se deberá definir, en primer lugar, las variables que especifiquen correctamente la aplicación. En el caso de aguas de drenaje doméstico:

- $Q_0$ : el flujo promedio, el flujo máximo, e, idealmente, la curva de variación del flujo ( $m^3/día$ ).
- $F_0$ : la concentración de compuestos orgánicos (DQO) de entrada media, máxima y sus variaciones horarias (mg/L)
- $X_0$ : la concentración de sólidos suspendidos de entrada (SS, mg/L)
- los requisitos de salida para el sustrato ( $S_F$ ) y los sólidos suspendidos ( $X_F$ )

Estas variables permiten obtener la carga (masa diaria) de sustrato a degradar y los requisitos de sedimentación para clarificación del efluente final. La *carga* se cuantifica como flujo másico de entrada al reactor, es decir:

$$K_{org} = Q_0 * (F_0 - F_F)$$

Donde  $K_{org}$  *refleja* la masa diaria de compuestos orgánicos que debe ser tratada en el sistema; dado que el sustrato está expresado como demanda de oxígeno,  $K_{org}$  es, de manera precisa, el oxígeno que debe disponer el material celular del reactor para su acción de oxidación. Este oxígeno debe ser entregado al reactor durante las etapas que incluyen aireación.

Al igual que en los procesos continuos de lodos activos, las dos variables clave para la *operación* del SBR son la razón de alimento a biomasa ( $F/M$ , donde  $F$  expresa, en este único caso, la cantidad de alimento como  $DBO_5$ ) y la densidad celular activa de operación (en este caso,  $X_A$ , como sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado, MLVSS).

La biomasa está permanentemente cambiando en un reactor SBR, de modo que se debe definir en qué parte del ciclo de operación se definirá la cantidad requerida de biomasa. Aquí se definirá la densidad de biomasa de diseño y operación en el momento *posterior a la descarga de efluente tratado y lodos*, o, en otras palabras, en el *momento previo al inicio de la carga* del reactor. Esta definición es muy útil porque permite fijar la

cantidad de lodos desechados del reactor para mantener la  $X_{AR}$  del reactor de diseño). Ambos parámetros presentan, en la práctica publicada, variaciones dentro de amplios rangos. Así, se encuentra que  $F/M$  varía entre 0,032 y 0,18 (mg DBO<sub>5</sub> / (mg MLSS día)), mientras que la densidad de sólidos ( $X$ ) en operación varía entre 1 000 y 4 500 mg/L. En todo caso, hay quienes recomiendan los valores a partir del análisis de SBR utilizados con aguas residuales, aunque estos pueden variar de acuerdo a otras experiencias:

Razón alimento a masa celular = 0,1 día<sup>-1</sup>  
Sólidos en el reactor como MLSS = 4 000 mg/L

El volumen del reactor antes de ser alimentado ( $V_{Ro}$ ) queda determinado por la carga de diseño ( $K$ ) y la selección de valores de  $F/M$  y  $X_{AR}$ . En particular, la carga ( $K$ ) refleja la masa diaria de orgánicos que deben ser tratados; pero, el tratamiento se realizará con una cantidad definida de sólidos biológicos ( $X_{AR}$ ) que deben establecer una relación predefinida entre ellos ( $F/M$ ). Así:

$$V_{Ro} = \frac{Q_o F_o}{\left(\frac{F}{M}\right) X_{AR}}$$

Las unidades deben vigilarse adecuadamente, ya que la masa y el volumen puede estar referidos a distintas escalas, por ejemplo, flujo en m<sup>3</sup>/h y  $F/M$  en día<sup>-1</sup>, esto en todas aquellas expresiones donde no se indiquen claramente las unidades.

Conocido el volumen del reactor antes del llenado, conteniendo a la biomasa para el siguiente ciclo, se puede determinar el *volumen del reactor*.

El volumen de reactor está dado por el volumen mínimo (antes del llenado) mas el volumen que se admitirá en cada ciclo y, por ello, está relacionado con el número de ciclos diarios que se operen.

Si se opera en ciclos de 24 horas, por ejemplo, se deberá tener un volumen de llenado *igual* al flujo volumétrico diario a tratar ( $Q$ ) (en el caso extremo de operar un número infinito de ciclos, el SBR se transforma en un reactor continuo de lodos activados de volumen  $V_{Ro}$  porque no se requiere más volumen, y se necesitaría de una sedimentación posterior)

El tiempo de sedimentación juega un papel crítico en la definición del número diario de ciclos de operación. El número diario de ciclos reportado en la literatura varía entre 1 y 7,38 *ciclos al día*.

A fin de poder admitir más alimentación a tratar durante el tiempo que un reactor está lleno, sedimentando o descargando, se debe disponer de *dos o más* reactores gemelos, debiendo operarse de modo que los tiempos de llenado estén coordinados con los tiempos de las etapas sin admisión de alimentación.

El número de ciclos diarios permite calcular el volumen admitido en cada reactor, considerando que el ese volumen es el mismo que el descargado.

En particular, si  $N_C$  es el número diario de ciclos por reactor y  $N_R$  el número de reactores, entonces el número de descargas diarias  $N_D = N_C \cdot N_R$ . El volumen diario a tratar ( $Q_0$ ) deberá ser fragmentado en  $N_D$  partes y este es el volumen agregado a cada reactor en cada ciclo, por arriba de  $V_{RO}$  que ya se había definido:

$$V_{RF} = V_{RO} + \frac{Q_0}{N_C \cdot N_R}$$

Con los datos asociados al volumen máximo ( $V_{RF}$ ) y mínimo ( $V_{RO}$ ) de los reactores es posible obtener la geometría del sistema.

Los volúmenes máximo y mínimo producirán, de acuerdo a una misma área de sección (excepto casos especiales), una altura máxima ( $H_F$ ) y una altura mínima ( $H_0$ ) del reactor. La altura mínima debe considerar que los sólidos al final de la etapa de descarga ocuparán una altura determinada y que, si  $H_0$  es disminuida a un nivel inferior que la capa de lodos, se produce la descarga de sólidos en el efluente tratado; una altura mínima del orden de un metro puede ser adoptada como una regla heurística en el diseño de *plantas de tratamiento*. De estas consideraciones se obtiene el área de la base del reactor ( $A_R$ ):

$$A_R = \frac{V_{RO}}{H_0}$$

Y con esta área se puede obtener la altura máxima:

$$H_F = \frac{V_{RF}}{A_R}$$

La altura máxima debe considerar el uso eficiente del oxígeno incorporado al sistema, proporcionando suficiente profundidad como para que el tiempo de contacto de una burbuja con el líquido permita transferir una cantidad adecuada del gas al líquido.

Con el área de la base del reactor conocida, es aún necesario definir la forma del reactor. Los reactores suelen ser redondos o cuadrados. Sin embargo, cuando se desea prevenir que un flujo excesivo desmejore las características del efluente tratado se han llegado a usar formas rectangulares de relación largo/ancho = 4; la idea es alimentar en un extremo de modo que si hay sobre flujo, las características de pistón del rectángulo impidan un efecto inmediato sobre el rebalse (producido por la sobre carga); incluso, se han utilizado baffles de aquietamiento.

Así, a partir de los datos de caracterización del afluente a tratar y de los requisitos del efluente tratado, es posible diseñar físicamente el sistema de reactores SBR. Los factores de

forma requieren de un detalle de la localidad, los materiales a utilizar y de los riesgos de flujos elevados (por ejemplo, por lluvias). Se requiere conocer:

Del efluente a tratar:

- $Q_0$  Flujo de alimentación al reactor ( $m^3/día$ ), incluido el máximo flujo esperado.
- $F_0$  Concentración de sustrato soluble en la alimentación al reactor (en el afluente)
- $X_{A0}$  Biomasa activa entrante al reactor, proveniente de las aguas a tratar (mg/L)
- Otras condiciones locales y de materiales, además de la compactación de los lodos.

Y seleccionar (hipótesis de diseño):

- $N_C$  El número de ciclos diarios
- $N_R$  El número de reactores (al menos 2 para tratar una alimentación continua)
- $X_{AR}$  Biomasa activa en el reactor al final de la descarga de efluente y lodos (MLVSS, mg/L)
- $F_F$  Concentración de sustrato soluble en el reactor y, por lo tanto, en el efluente al final de la sedimentación (DQO o DBO<sub>5</sub>, mg/L)
- $H_0$  La altura mínima del agua del reactor.

A fin de diseñar:

- $V_{R0}$  El volumen ocupado por el licor en el reactor antes del llenado.
- $V_{RF}$  El volumen cuando se ha alimentado el afluente al reactor.
- $A_R$  El área y la forma del reactor.

En el ámbito del tratamiento de residuos industriales líquidos y de aguas residuales domésticas se suele hablar de *tiempos de residencia hidráulicos* (razones entre flujo y volumen de la instalación) como una forma rápida de comparar el tamaño y los costos de alternativas para alguna aplicación dada. En el caso de los SBR es posible distinguir dos tiempos de residencia hidráulicos, según si se considera el reactor lleno ( $TRH_F$ ) o en mínimo ( $TRH_0$ ):

$$TRH_F = \frac{N_R \cdot V_F}{Q_0}$$

$$TRH_0 = \frac{N_R \cdot V_0}{Q_0}$$

El *oxígeno requerido* está reflejado en la carga ( $K_{org}$ ) al sistema y es la misma demanda de oxígeno que requeriría aportarse para cualquier otro método de tratamiento. El requerimiento de oxígeno ( $R_{O_2}$ ) está dado por la carga a tratar ( $K_{org}$ ) y el conocimiento de la cantidad de oxígeno que se necesita para oxidar una masa dada de DBO<sub>5</sub>, que conforma un parámetro de conversión ( $Y_{O_2}$ ):

$$R_{O_2} = K_{org} \cdot Y_{O_2}$$

El coeficiente de conversión,  $Y_{O_2}$  se relaciona con la cantidad de oxígeno que requiere la oxidación de material orgánico ó biológico, siendo aproximadamente 1.42 veces el valor de  $DBO_5$ .

Al oxígeno requerido para la oxidación de compuestos orgánicos se debe aumentar el oxígeno que se consumirá por la presencia de nitrógeno inorgánico, con lo que el factor  $Y_{O_2}$  a utilizar debiera ser algo mayor a este 1.42.

En términos de la nomenclatura habitual, el requerimiento de oxígeno,  $R_{O_2}$ , corresponde al requerimiento "real" de transferencia de oxígeno,  $RTO$ . El  $RTO$  debe ser dado con equipos y mecanismos que permitan el cálculo de potencia requerido para el aporte de oxígeno. Tal estimación de potencia requiere que la estimación microbiológica del requerimiento de oxígeno, sea compensada con las propiedades de transporte de oxígeno desde un gas hasta el interior de las células.

En sistemas SBR, el oxígeno se aporta al sistema sólo durante alguna fracción de determinadas etapas del ciclo. Por ejemplo, no hay aporte de gas durante la sedimentación ni la descarga. En cambio, durante la carga y la *reacción*, se seleccionan intervalos de introducción de gas para el correcto manejo del sistema.

Si no es necesario cumplir normas relativas al nitrógeno, es posible considerar el sistema con aporte de gas durante toda la etapa de llenado (admisión de flujo) y durante toda la de reacción.

Se dispone así de la fracción del tiempo de ciclo durante el cual se *aporta gas*,  $f_{ox}$ . Naturalmente, se dispone también de la fracción de tiempo anóxico,  $f_{an}=1-f_{ox}$ .

El flujo de gas (por ejemplo, aire) debe asegurar, además, que el flujo de oxígeno sea capaz de aportar la  $STO$  (transferencia de oxígeno a condiciones estándar,  $T = 20^\circ C$  y agua pura) de modo que se debe tener en cuenta la fracción del gas (aire) que es oxígeno (un 20% es su presión parcial,  $x_{ox}=0,2$ ). Con estos términos, el flujo que debe aportar el sistema de aireación será:

$$Q_{GAS} = \frac{STO}{f_{ox} x_{ox}}$$

La presión del gas debe vencer la profundidad a que se encuentra el punto de descarga, más las pérdidas de carga asociadas a las líneas y los accesorios (válvulas, eyectores, codos, estrangulaciones, etc.). Esta presión tiene una componente hidrostática (profundidad  $H_F$ ) y otra asociada a cada diseño en particular (sopladores, compresores o eyectores presentan todas sus propias características y eficiencias).

En resumen, el oxígeno que debe ser incorporado al sistema (tanto en masa como en flujo puntual durante las etapas que requieren oxígeno), puede ser calculado en forma

precisa a partir de las exigencias de ( $DBO_5$ ) en el tratamiento, pero se requiere conocer además:

- \* La solubilidad (saturación) de oxígeno en las aguas a tratar;
- \* La presión en el punto de inyección de gas (si es usada aireación por difusión);
- \* El coeficiente de transferencia del sistema de reacción a las aguas;
- \* El cambio del coeficiente de transferencia de oxígeno del sistema con la temperatura;
- \* El mecanismo particular para el transporte del gas;
- \* Las líneas y singularidades asociadas al transporte de gas.

Todos estos parámetros están documentados y se puede *estimar* un diseño con valores de la literatura para finalmente *ratificar* su valor explícito en escala laboratorio o piloto.

El reactor producirá, diariamente, una masa de lodos ( $M_L$ ), función de la carga diaria de  $DBO_5$  ( $K$ ) y de un factor de producción ( $Y_{X/S}$ ) que especifique la conversión de  $DBO_5$  a  $X_A$  (expresada como MLSS). El flujo volumétrico diario de lodos ( $Q_L$ ) estará dado por el flujo másico diario y la densidad ( $\delta_L$ ) según:

$$M_L = K \cdot Y_{X/S}$$

$$Q_L = M_L \cdot \delta_L$$

Los parámetros asociados reportados en la literatura suelen estar en rangos estrechos;  $Y_{X/S}$  cae en el rango desde 0,5 a 0,85 mg de MLSS/mg  $DBO_5$ ;  $\delta_L$  depende de las propiedades del lodo particular y su rango está entre 0,5% y 2% (con un valor más probable de 1%)

Esta descarga diaria se produce a intervalos, una vez en cada ciclo en cada reactor. El flujo particular, en términos de volumen por unidad de tiempo, depende de la duración de la etapa de descarga de lodos, que suele caer en el rango de 10 a 30 minutos.

El flujo total tratado en un día se distribuye en "lotes" a lo largo de la jornada. Según se ha definido, habrá  $N_D$  lotes diarios. Así, el flujo total diario de diseño de la planta se reparte en  $N_D$  partes, de volúmenes aproximadamente iguales (durante las horas de máximo flujo el volumen admitido en un reactor será mayor que el recibido con flujos menores). El volumen descargado en cada etapa será entonces igual a  $V_{RF} - V_{R0}$ , es decir,  $Q_0/N_D$ .

El flujo de la descarga depende de los tiempos asignados a los ciclos. El tiempo de vaciado se relaciona con la calidad del efluente; una descarga muy rápida puede resuspender los sólidos sedimentados. Es mejor el uso de sistemas de decantación por vertedero flotante en lugar de las alternativas a profundidad fija que presentan problemas operativos. En todo caso, el flujo puntual de descarga de efluente tratado (máximo) se obtiene de:

$$Q_{EF} = \frac{Q_{0,Max}}{N_D \cdot t_{DE}}$$



Donde  $t_{DE}$  es el tiempo de vaciado,  $Q_{0,MAX}$  es el flujo *pico* de tratamiento y  $Q_{EF}$  es el flujo ( $m^3/Hr$ ) puntual de descarga.

En resumen, el efluente tratado y los lodos descartados se pueden calcular fácilmente, pero se requiere la definición de:

$K_{org}$ , la carga al sistema (Kg DBO<sub>5</sub> por día)

$Y_{XS}$ , el factor de conversión de mg MLSS por mg DBO<sub>5</sub> (usualmente 0,7);

$\delta_L$ , la densidad de los lodos descartados;

Tiempo de desecho de lodos;

Volúmenes máximo y mínimo del reactor;

$Q_{0,MAX}$ , el caudal máximo de diseño de la planta;

$t_{DE}$ , el tiempo de vaciado del efluente.

Cada ciclo de operación de un reactor SBR tiene una duración dada por el *número diario de ciclos por reactor* ( $N_C$ ):

$$t_{CICLO} = \frac{24 \text{ horas / día}}{N_C \text{ (ciclos / día)}}$$

Si no se tienen restricciones sobre las concentraciones de P o de N, el llenado durará  $1/N_R$  (número de reactores) de la duración de cada ciclo. Así:

$$t_{ll} = \frac{24}{N_C \cdot N_R}$$

Sobre la misma base de que no hay restricciones en las concentraciones de P ni de N, se puede tener que el tiempo de reacción es la mitad del de llenado:

$$t_R = 0.5 \cdot t_{ll}$$

El tiempo de sedimentación se determinará con datos de rapidez de sedimentación y de acuerdo al tipo de sistema de decantación por usar; si se usa uno flotante o un puerto de decantación fijo, el tiempo es diferente. Este tiempo debe garantizar la separación adecuada de la capa de lodos del efluente, sobre todo cuando se trata de optimizar los tiempos y se descarga tan pronto como se tiene una capa de sobrenadante de profundidad mínima (hay quienes dan 12 cm de profundidad mínima del sobrenadante claro).

En un sistema de tratamiento biológico de aguas, los lodos deben tener buenas características de sedimentación, pues de lo contrario el efluente presentará una cantidad elevada de sólidos. Por ello, al conocer las características de sedimentación de los lodos se puede fijar el tiempo de sedimentación óptimo. Además, es importante conocer el volumen mínimo de la capa de lodos para el diseño del reactor (mediante el valor de SVI), pues para una cantidad dada de SSLM se requerirá un volumen de lodos mínimo durante la etapa de reposo, y la altura del puerto de descarga podrá ser entonces determinada eficazmente.

El tiempo de vaciado corresponde al necesario para evacuar el máximo nivel del reactor hasta el nivel mínimo, manteniendo la parte superior del líquido clarificado a una profundidad mínima, comúnmente aquella que se da en sedimentación. Así, puede mantenerse el vaciado a la misma velocidad de sedimentación, de tal manera de no evacuar lodos desde el reactor por la parte superior de salida del efluente tratado. Sin embargo, puede también permitirse primero la sedimentación hasta el nivel mínimo de lodos y luego procederse al vaciado.

Comúnmente, la descarga de lodos se hace simultáneamente con la parte final del periodo de reacción. Un tiempo de descarga de lodos de 20 minutos puede ser usado.

*Si se tienen restricciones de P y/o de N*, la duración y características de los ciclos se ajustan de tal forma que se procure la mayor remoción de estas sustancias; en este caso, se ven modificados principalmente los periodos de llenado y reacción, y no se cumple que el periodo de reacción sea la mitad del de llenado. Esto se debe a que para su remoción se requiere de etapas aerobias, anaeróbicas y anóxicas de manera alternada durante estos periodos, tal como se ve en las secciones 5.2 y 5.3.

Para hacer a los sistemas SBR una verdadera alternativa respecto a otras configuraciones de procesos de lodos activos, ciertas restricciones de diseño deben ser identificadas y cuantificadas. Estas restricciones incluyen:

- a) Altas rapideces de toma de oxígeno durante la fase de llenado.
- b) Tiempo de aireación necesario para alcanzar la remoción orgánica y la nitrificación.
- c) La cantidad de desnitrificación que puede ser obtenida a través de respiración endógena.
- d) Estequiometría y cinética del proceso, y
- e) Turbiedad del efluente causada por células dispersas (no floculadas)

Irvine ha determinado que la porción inicial de la fase de llenado puede ser operada de forma anaerobia. Los beneficios de la operación anaerobia incluyen la reducción de las rapideces de toma de oxígeno volumétricas máximas ( $\text{g}/[\text{m}^3 \cdot \text{día}]$ ) y la supresión del crecimiento de organismos filamentosos. El mezclado es recomendable durante la fase anaeróbica del llenado porque con ello se realizará la conversión parcial de los desechos orgánicos, incluyendo la liberación de nitrógeno enlazado orgánicamente.

En la mayoría de los casos, el tiempo total de aireación necesario será muy corto. Así, un periodo aeróbico de reacción que incluye una fracción del periodo de llenado más una hora será apropiado para conversión orgánica y nitrificación.

Límites sobre desnitrificación que alcanzarse a través de la respiración endógena no han sido establecidos. Estos límites están ciertamente relacionados a la cantidad de compuestos orgánicos almacenados durante la fase de conversión orgánica. La estequiometría y cinética en condiciones no estacionarias en cultivos heterogéneos, incluyendo el fenómeno del almacenamiento, no están bien entendidas aun.

La turbidez del efluente es una restricción crítica en el diseño y en la operación, y una que debe ser satisfactoriamente descrita si los procesos por lotes serán usados de manera amplia. Esto es muy cierto para aplicaciones con aguas de desecho industriales de alta fuerza.

La información típica de diseño de plantas tipo SBR se da en el cuadro 5.1.

| Parámetro  | Valor para SBRs a flujo intermitente (ordinarios)   |
|--|---|
| Pretratamiento   | Tanque séptico o equivalente  |
| Sólidos suspendidos del licor mezclado, mg/L                 | 2 000 – 6 500   |
| Carga F/M (mg DBO <sub>5</sub> / [día mg de MLVSS])          | 0.04 – 0.2 (aproximadamente)  |
| Tiempo de retención hidráulico (horas)                       | 9 – 30  |
| Tiempos totales del ciclo (horas)                            | 4 – 12  |
| Tiempos de retención de los sólidos (días)                   | 20 – 40   |
| Flujo superficial en decantación ([L/seg] / m <sup>2</sup> ) | Menor de 67.90  |
| Desecho de lodos   | Como sea necesario (como referencia, 500 a 800 mL de licor mezclado para un volumen de 3.6 L en la etapa de reacción) |

Tabla 5.1. Parámetros de diseño para sistemas SBR de flujo intermitente.

Fuente: EPA, Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet 3: Sequencing Batch Reactor Systems.

En el sistema SBR (y en la adaptación a flujo continuo aquí no discutida) los procesos unitarios posteriores (como desinfección) deben ser diseñados para una mayor capacidad, pues el flujo del efluente durante el periodo de decantación suele ser varias veces mayor al de entrada, o debe usarse un tanque balance para permitir un flujo adecuado a esos procesos.

Para trabajo *in situ*, estas unidades pueden ser construidas de materiales no atacados fácilmente por la corrosión, como concreto recubierto, plástico, fibra de vidrio o acero recubierto. Algunas unidades son instaladas sobre la superficie en una losa de concreto, con casas apropiadas para su protección del clima. También pueden ser instaladas bajo tierra si se provee un acceso fácil a todas las partes mecánicas, los dispositivos de control eléctrico y las superficies de las aguas. Todos los componentes eléctricos deberán ajustarse a las normas de seguridad correspondientes y deberán estar impermeabilizados y/o protegidos de los elementos. Si se usan bombas para transporte aéreo, se deberán usar diámetros de líneas grandes para evitar taponamientos. Los sopladores, bombas y los otros dispositivos mecánicos a usar deben ser diseñados para un trabajo continuo en ambientes de servicio pesado. Debe proporcionarse acceso fácil para todas las partes móviles con la finalidad de dar mantenimiento rutinario. Un sistema de alarmas efectivo debe ser instalado para el aviso de mal funcionamiento a los operadores y al personal en general; sobre todo, es esencial un sistema de alarmas que avise de fallas en el sistema de aireación y en la(s) bomba(s).

En la operación normal, la mayor parte de los parámetros de operación pueden ser controlados por los operadores, aunque durante el arranque es recomendable tener supervisión y asesoría de personal calificado (sobre todo si la planta es propiedad de personas sin experiencia en el área. El control por reloj debe ser usado para regular los tiempos de ciclos para cada ciclo, ajustado para y de acuerdo al desarrollo observado.

| Mantenimiento sugerido para plantas SBR            |  |
|--|--|
| Componente   | Mantenimiento  |
| Tanque de reacción                                 | Revisar la formación de espumas, la distribución desigual del aire y la formación de algas verdes y mohos flotantes. Ver la operación del decantador y ajustarla como sea requerido. Ajustar la secuencia para cumplir con los requerimientos del efluente. Ver el volumen de los sólidos sedimentados y ajustar el bombeo de lodos desechados para mantener el valor de MLVSS adecuado. |
| Sistema de aireación / aire difundido              | Revisar los filtros de aire, los sellos, los niveles de aceite y la contrapresión. Efectuar el mantenimiento indicado por el fabricante.   |
| Sistema de aireación / mecánico                    | Revisar vibraciones y sobrecalentamiento, los sellos y los niveles de aceite. Efectuar el mantenimiento indicado por el fabricante.  |
| Tanque séptico (clarificador primario, en su caso) | Revisar si hay sólidos acumulados y efectuar su bombeo si es necesario.  |
| Controles  | Revisar el funcionamiento de todos los controles y las alarmas; verificar la caja de control eléctrico.  |
| Analíticas   | Medir MLVSS, pH y sedimentación en el reactor; en el efluente, medir los parámetros requeridos de calidad del agua (pH, DQO, DBO <sub>5</sub> , P, N, dureza, etc.)  |

Tabla 5.2. Aspectos sobre el mantenimiento sugeridos para plantas SBR

Fuente: EPA, Onsite wastewater treatment systems technology fact sheet 3: Sequencing batch reactor systems

Se recomiendan inspecciones 3 o 4 veces al año. El desecho de los lodos es dependiente de los resultados de esas inspecciones. La operación y el mantenimiento pueden ser realizadas por personal parcialmente entrenado.

El proceso produce entre 0.6 y 0.9 (kg de TSS) / (kg DBO removida), y, como referencia, una planta empacada consume de 3 a 10 kW-h / día.

Cuando se tiene un manejo adecuado, las plantas de tratamiento basadas en el sistema SBR son seguras. Cuando no, el sistema puede ocasionar daños ambientales por el vertido de aguas de baja calidad, las cuales poseen un riesgo para la salud pública. Olores y ruidos son también aspectos indeseables. Los SBK presentan muy bajas variaciones de calidad de los efluentes, pero aún no están disponibles para aplicaciones estacionales (para épocas del año específicas) Son susceptibles a frío y calor extremos, por lo que deben ser protegidos contra esos excesos. El controlador debe estar situado en un ambiente templado. Fallas prolongadas de energía pueden ocasionar olores y degradación del efluente.

## 5.2 Eliminación de nitrógeno<sup>71</sup>.

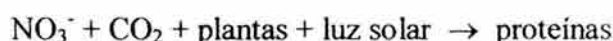
La química del nitrógeno es compleja debido a los varios estados de valencia que puede asumir este elemento y al hecho de que los cambios en la valencia pueden ser afectados por organismos vivos. Las diferentes formas en las que puede presentarse el nitrógeno y que son de mayor interés son:

Nitrógeno amoniacal  
Nitrógeno de nitritos  
Nitrógeno de nitratos  
Nitrógeno orgánico

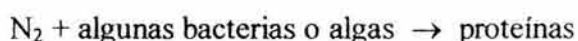
Las relaciones existentes entre las distintas formas de los compuestos del nitrógeno y los cambios que pueden ocurrir en la naturaleza se ilustran en el diagrama del ciclo del nitrógeno, figura 5-4:

Estas relaciones se explican muy brevemente, y son las siguientes:

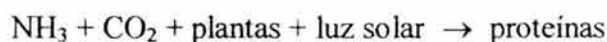
- Durante las tormentas eléctricas, grandes cantidades de nitrógeno atmosférico son oxidadas en pentóxido de nitrógeno,  $N_2O_5$ , el cual se une con el agua para formar el  $HNO_3$  que es transportado por la lluvia a la tierra formando después nitratos.
- Los nitratos sirven para fertilizar las plantas y son convertidos en proteínas así:



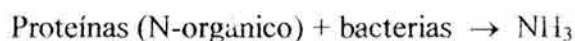
- El nitrógeno atmosférico también es convertido por las bacterias fijadora del nitrógeno y por ciertas algas, de la siguiente forma:



- Los compuestos de amonio suministran amoniaco a las plantas para más producción de proteínas:

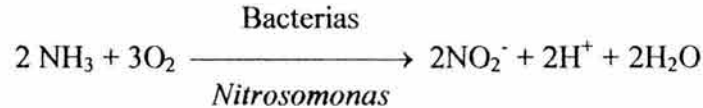


Los animales y los humanos utilizan las proteínas de las plantas para su subsistencia. Los compuestos del nitrógeno no utilizados son arrojados en los excrementos. Estos, y la materia remanente de animales muertos y plantas, son convertidos en amoniaco por las bacterias:

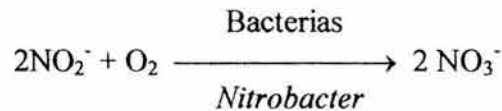


<sup>71</sup> <http://www.tanswer.cl/TA/sbr.htm>

El amoníaco producido por la acción bacteriana sobre la urea y las proteínas puede ser usado directamente por las plantas. Si se produce un exceso de los requerimientos de las plantas, tal exceso es oxidado por las bacterias *nitrificantes*. Un grupo de bacterias formadoras de nitritos, las *nitrosomonas*, convierte el amoníaco en nitritos bajo condiciones aerobias.



Un segundo grupo, las *nitrobacter*, oxida los nitritos para formar nitratos.



Los nitratos formados sirven como fertilizantes para las plantas. El proceso se conoce con el nombre de **nitrificación** y se usa como primera etapa en el tratamiento de aguas residuales que contiene nitrógeno amoniacal.

En condiciones anaerobias, los nitratos son reducidos a nitritos y éstos a gas nitrógeno por bacterias. Este proceso se conoce como **desnitrificación** y se supone ocurre en dos pasos sucesivos que son: la reducción inicial de los nitratos en nitritos y la de éstos en nitrógeno gaseoso.

De acuerdo con el ciclo del nitrógeno, una concentración alta de nitrógeno orgánico es característica de una contaminación fresca o reciente. El amoníaco es el producto inicial en la descomposición del nitrógeno orgánico. A medida que transcurre el tiempo, en condiciones aerobias, el nitrógeno amoniacal es oxidado en nitritos y éstos en nitratos, los cuales son el producto final de la descomposición del nitrógeno orgánico. En otras palabras, el nitrógeno en el estado reducido, N en el trivalente negativo, puede ser oxidado en nitratos por las bacterias nitrificantes.

De los métodos dados para la eliminación de nitrógeno, la nitrificación / desnitrificación biológica suele ser el proceso más adecuado debido a:

1. Elevado rendimiento potencial de eliminación;
2. Alta estabilidad y fiabilidad del proceso;
3. Relativa facilidad de control del proceso;
4. Reducidas necesidades de espacio, y
5. Costos moderados.



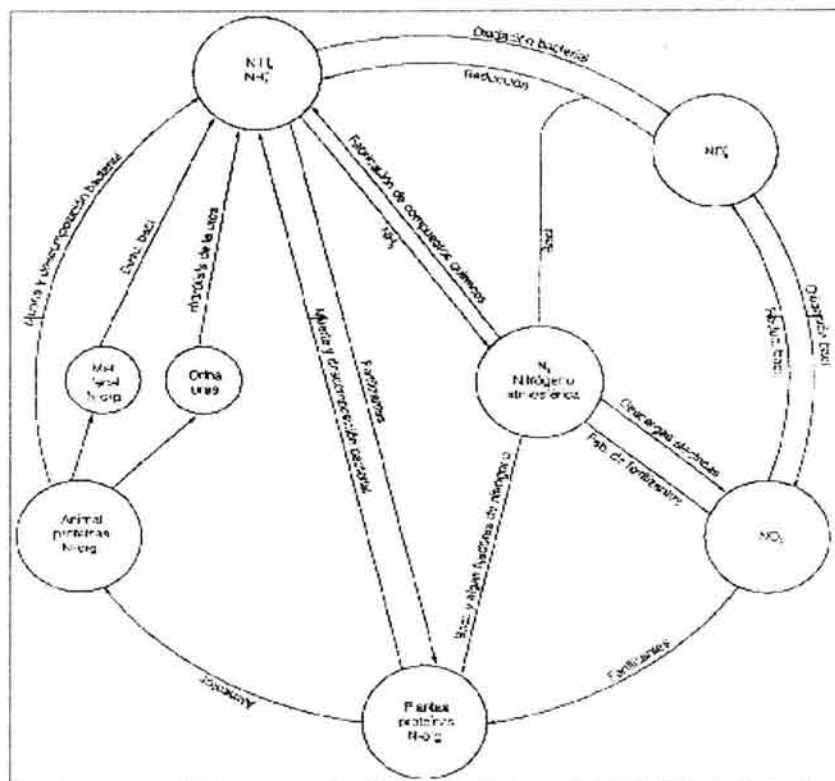


Figura 5-4: Ciclo del nitrógeno.

La eliminación del nitrógeno por nitrificación / desnitrificación biológica es un proceso de dos etapas. En la primera de ellas, el amoníaco se transforma por vía aerobia a nitrato ( $NO_3^-$ , nitrificación). En la segunda etapa, los nitratos se convierten a nitrógeno molecular (desnitrificación).

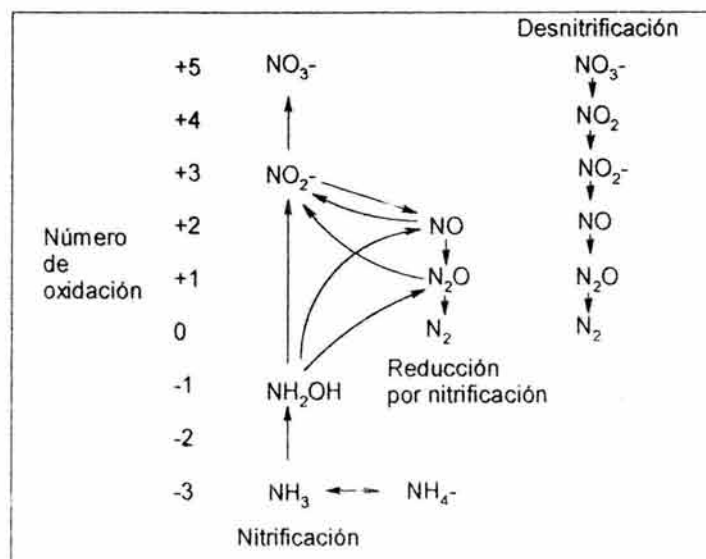


Figura 5-5: Proceso de nitrificación – desnitrificación.

Para información extra sobre este tópico, revítese nuevamente la sección 5.1.2.

### 5.3 Eliminación de fósforo<sup>72</sup>.

En general, la remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) involucra la manipulación de las condiciones del proceso, las cuales controlan la población de los distintos géneros de organismos en los lodos.

Hasta la fecha, no se ha obtenido un conocimiento cuantitativo confirmado basado en características de comportamiento fundamental y en cinética para la eliminación de fósforo.

Dependiendo de la aeración y del mezclado, la operación del SBR puede modificarse para proporcionar, o una concentración de sustrato baja o un perfil alternante de alta a baja concentración. Una elevada concentración de sustrato se da en el reactor limitando o eliminando la aeración durante el llenado, permitiendo la acumulación de compuestos orgánicos de la alimentación. El perfil de materia orgánica durante el llenado y la reacción es función de la rapidez de flujo másico de la materia orgánica y la duración e intensidad de aeración o mezclado. Las reacciones de *nitrificación*, además de la estabilización de materiales orgánicos, pueden lograrse proporcionando los periodos suficientemente largos caracterizados por la concentración de oxígeno disuelto (OD) mayor que  $1 \text{ g/m}^3$ , manteniendo una rapidez específica de crecimiento de microorganismos promedio suficientemente baja. Las reacciones de *desnitrificación* pueden usarse en conjunción con reacciones de *nitrificación*, usando periodos alternos de alta y baja concentración de (OD). Los donadores de electrones en las reacciones de *desnitrificación* pueden ser materiales orgánicos de la entrada de fluido o compuestos microbianos de la reserva intracelular endógena.

La flexibilidad descrita permite el desarrollo de condiciones necesarias para la eliminación de fósforo. En particular una estrategia de control debe seleccionarse, al menos, para eliminar el nitrógeno oxidado y OD durante el periodo de llenado y permitir la aeración durante la reacción.

El trabajo citado de Manning e Irvine muestra que, para varias maneras de operación del sistema, la reducción de DQO es bastante alta y se da en todas las formas operar. Sin embargo, la eliminación de fósforo no es fácil. Él desarrolló experimentos para probar el impacto de la presencia o ausencia de aceptores de electrones exógenos (OD y N-NO<sub>x</sub>), y de donadores de electrones exógenos (el sustrato) sobre la remoción biológica de fósforo y el aumento de la población de microorganismos capaces de removerlo. Para los ciclos de 8 horas con los que estos investigadores trabajaron (variando el llenado, pero manteniendo siempre 4 horas de reacción con aporte de aire, 1 hora para sedimentación, y 1 más para vaciado y tiempo inactivo), se obtuvo una remoción de fósforo en los siguientes casos:

- I. Alimentación instantánea al principio del periodo de llenado (originalmente de 2 horas), sin suministro de aire durante el llenado, aunque con agitación, y aporte de aire durante todo el tiempo de reacción (4 horas). Esto elimina OD y N-NO<sub>x</sub>, impone una alta concentración de sustrato durante el tiempo

<sup>72</sup> Manning / Irvine. The Biological Removal of Phosphorous in a Sequencing Batch Reactor. Journal WPCP, p 87-94; Liptak / Liptak, Wastewater Treatment, p 302 – 314.

- destinado al llenado y permite una completa *desnitrificación* durante el llenado.
- II. Alimentación constante por 2 horas, con mezclado inactivo durante la primera hora, sin suministro de aire durante el llenado. En esta forma de operar se elimina también OD y N-NO<sub>x</sub>, en presencia de una concentración de sustrato alta. También se da una *desnitrificación* total durante la alimentación.
  - III. Ingreso del agua por tratar de manera constante por 2 horas, con mezclado pero sin aire. Aquí, a pesar de que no se alcanzan las concentraciones de sustrato de los casos anteriores, tanto OD como N-NO<sub>x</sub> son eliminados durante el llenado. La *desnitrificación* es completa durante la alimentación.

De acuerdo al artículo de Manning e Irvine, el desarrollo de la eliminación de fósforo no es inmediato: en el caso I se requirieron 5 *semanas* para tener una remoción adecuada (esto es, una concentración de fósforo soluble en el efluente menor a 0.5 mg/L); en el II, se necesitaron 7 *semanas* y en el III 8 *semanas*. También en esta fuente se ve que más de un tipo de microorganismo es responsable de esta operación, pues las curvas de fósforo soluble del efluente como función del tiempo, para los tres casos, muestran dos fases separadas de declinación de la concentración, separadas por una meseta intermedia alrededor de las semanas 3 y 4.

La diferencia en el tiempo requerido para lograr la eliminación de fósforo entre las formas I y III podría haber sido debida a las diferencias en la concentración máxima de sustrato impuesta en los reactores y el impacto de esta elevada concentración sobre la selección de los organismos.

Otras estrategias de control, con o sin aireación durante el llenado, con adición continua o instantánea de la alimentación (al principio o al final del llenado) y algunas combinaciones de éstas, no parecen llevar al sistema SBR a la eliminación del fósforo. Así, se ve también que cuando la cantidad de sustrato disponible durante el llenado es escasa o nula, no se espera la eliminación de este nutriente.

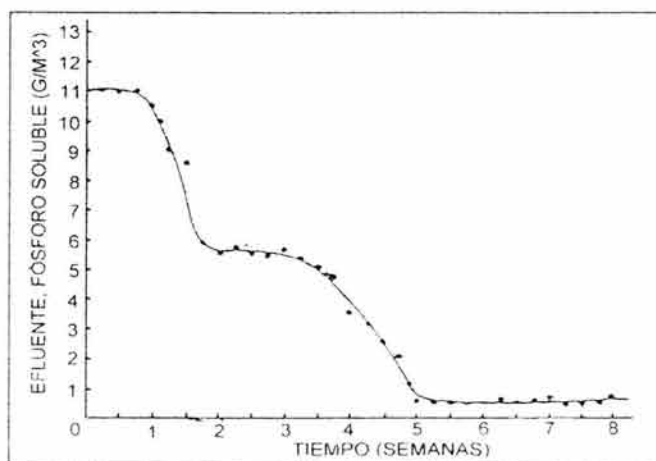


Figura 5-5. Desarrollo de la remoción biológica de fósforo, caso I.

Estudios del comportamiento de fósforo, N-NO<sub>x</sub> y de DQO (figura 5-7 a, b y c, respectivamente) muestran datos interesantes: Durante el llenado se tiene que los lodos

liberan fósforo en cantidad importante (más de 5 veces la esperada por la alimentación al reactor) La toma biológica del fósforo comienza inmediatamente después del arranque de la fase de reacción y a la mitad de ésta ya se ha completado.

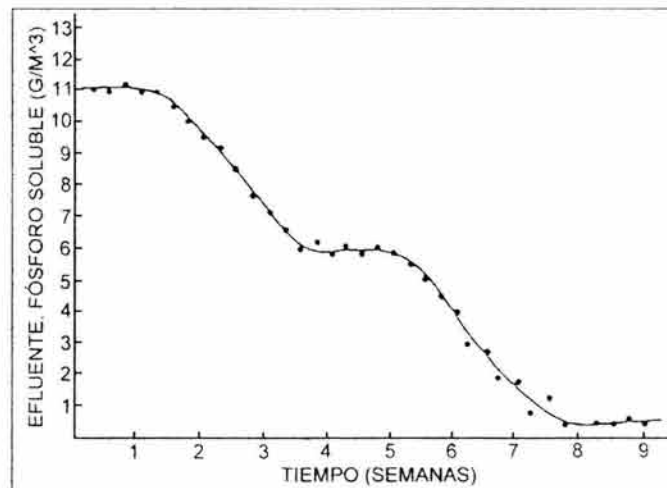


Figura 5-6. Desarrollo de la remoción de fósforo, estrategia II

El seguimiento del nitrógeno oxidado (nitratos y nitritos, denominado  $N-NO_x$ ) muestra que la *desnitrificación* se puede terminar a la mitad del llenado, lo cual permite la liberación de fósforo en la segunda mitad. La *nitrificación* comienza al arranque de la fase de reacción.

El seguimiento de la DQO muestra que ésta no se acumula apreciablemente en el sistema sino hasta después de la mitad del llenado, alcanzando su valor máximo al final de la alimentación. Esto muestra que si se efectúa una reacción, pues, de no ser así, la concentración de DQO sería mucho mayor.

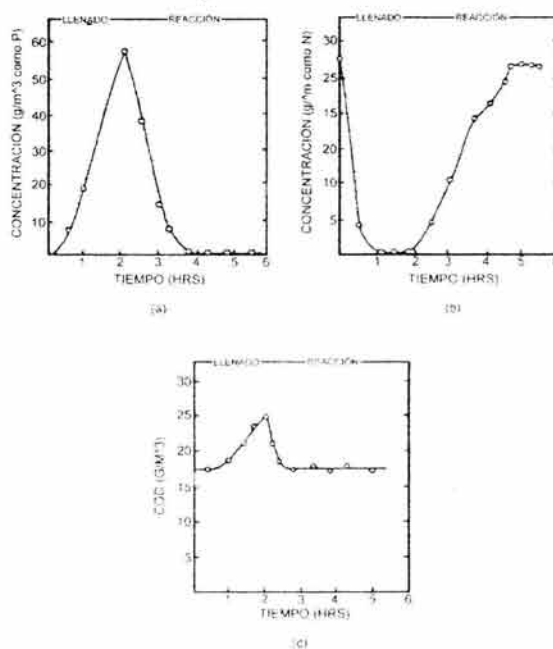


Figura 5-7. Perfiles de concentración en un sistema de remoción biológica de fósforo.

Una explicación de estos perfiles de concentración es la que ruptura de polifosfatos en la fase anaeróbica genera energía para el transporte activo del sustrato dentro de las células de los organismos acumuladores de fosfatos. Con esto, estas condiciones sirven para seleccionar a los microorganismos adecuados para la eliminación de este nutriente. Al tiempo que estos y otros organismos llegan a la fase aeróbica, la DBO, más fácilmente disponible, es contenida dentro de las bacterias con altos niveles de fosfatos. Como la DBO es oxidada, la energía resultante es usada para volver a sintetizar polifosfato y formar nuevas células. Las nuevas células son las responsables de la remoción neta de fósforo del sistema. Por ello, el desecho de lodos es muy importante.

La capacidad de remoción de fósforo de microorganismos que ya están habituados a hacerlo se pierde al cambiar la forma de operación a una no adecuada para su eliminación. Sin embargo, si se regresa al modo de operación adecuado, la habilidad de estos organismos se recupera tras de unos días de trabajo.

Otra observación es que la liberación de fósforo del lodo activado es afectada por la presencia de DQO; cuando no hay DQO presente, éste se libera más lentamente que cuando la hay. Sin embargo, con o sin DQO presente se libera la misma cantidad de este nutriente.

El desarrollo de la eliminación biológica de fósforo (casos I, II, III) confirman la necesidad de condiciones anaerobias (ni  $\text{NO}_x\text{-N}$  y DO) y sustrato externo. La ausencia de DO y de nitrógeno oxidado no parece ser suficiente para el enriquecimiento de los organismos responsable de la eliminación biológica de fósforo. Uno de los organismos más importantes en la eliminación de fósforo es el género de bacterias *Acinetobacter*.

Cabe comentarse que la rapidez y la extensión de la remoción de fosfato se relacionan con tipo y la cantidad de sustrato soluble en el afluente. Estudios muestran que ácidos grasos de bajo peso molecular son las fuentes preferidas de carbono. Además, cationes como potasio y magnesio se requieren para la síntesis de polifosfatos.

También es importante el considerar que, en general, los sistemas de lodos activados diseñados para la eliminación elevada de fósforo alcanzan un mayor grado de remoción al operarlos a relaciones F/M mayores, pues esto produce una más alta formación de masa celular (lodos) donde incorporar este fósforo.

La temperatura y el pH afectan esta remoción. Los organismos que eliminan el fósforo son psicrófilos facultativos, con lo que la remoción se incrementa conforme la temperatura decrece. Según estudios de laboratorio extensivos, el intervalo de pH al que se obtiene la máxima rapidez de consumo de fósforo es de 6.8 a 7.4, decreciendo rápidamente si el pH baja.

También se ve, del trabajo de Maning, que la liberación de fósforo de los lodos depende de la remoción previa de nitrógeno oxidado, que la DQO se consume por los lodos durante la fase anaerobia y que, durante la fase de reacción, la oxidación de la DQO almacenada, la nitrificación y la toma de fósforo ocurren al mismo tiempo. El modo de operación puede afectar de manera importante las características de sedimentación, donde un valor de SVI de cerca de 300 mL/g es esperado para una buena sedimentación. Algo

interesante es que cuando se opera una estrategia que permite una elevada acumulación de fósforo, los lodos no son de buena sedimentación; sin embargo, el hecho de que una estrategia que no remueva fósforo pueda ser usada por poco tiempo sugiere que una estrategia de control que minimice la presencia de organismos filamentosos puede implementarse periódicamente para controlar la producción de estos organismos a la vez que se mantiene la remoción de fósforo.

Para una eliminación de fósforo se puede operar el sistema SBR con un cociente de DQO/TKN de 7.5, obteniéndose un efluente muy nitrificado con buenas características de sedimentación. El SBR puede también diseñarse para remover fósforo sin desarrollar la *nitrificación*.

Además de lo anteriormente dicho, debe tenerse en cuenta que se requiere:

- a) condiciones anaeróbicas con un tiempo de retención de 1 a 2 horas,
- b) una relación de DBO/fósforo solubles de 12 o mayor.
- c) Operación al mayor valor de F/M y al menor tiempo de residencia de lodos que aún permita la *nitrificación* (si es que se requiere)

Actualmente, hay varios procesos para la remoción de fósforo (el anaeróbico/aerobio [A/O], el A/O modificado, el OWASA, el del sistema SBR y el Phostrip, entre otros) y para la del fósforo y nitrógeno (El A<sup>2</sup>/O, el A<sup>2</sup>/O mejorado, el Bardenpho modificado, los UCT/VIP y el Bardenpho), descritos en la literatura<sup>73</sup>, los cuales en esencia alternan fases anóxicas y aeróbicas.

#### 5.4 Aplicabilidad

Los sistemas SBR son utilizados típicamente para flujos iguales o menores a 219 L/seg. La operación más sofisticada requerida para las plantas de SBR de mayor tamaño tiende a desalentar el uso de ese tipo de plantas para capacidades mayores.

Debido a que esos sistemas tienen una superficie relativamente pequeña, son muy útiles en lugares en donde se tienen limitaciones de terreno. Además, los ciclos del sistema pueden ser fácilmente modificados para remoción de nutrientes. Esto hace que los sistemas SBR sean extremadamente flexibles para adaptarse a los cambios en las normas reguladoras de parámetros de efluentes, tales como la remoción de nutrientes. Los sistemas SBR son también muy efectivos en términos de costo.

---

<sup>73</sup> Liu / Liptak, sección 8.4.



## 5.5 Ventajas y desventajas

Algunas de las ventajas y desventajas de los sistemas SBR se enumeran a continuación:

### Ventajas

- La homogenización de caudales, la sedimentación primaria (en la mayoría de los casos), el tratamiento biológico y la sedimentación secundaria pueden lograrse en un tanque reactor único.
- Flexibilidad de operación y control.
- Área superficial mínima.
- Ahorro potencial de inversión de capital por la eliminación de sedimentadores y otros equipos.

### Desventajas

- Se requiere un nivel mayor de sofisticación (en comparación a los sistemas convencionales) de las unidades de programación temporal y controles, especialmente en sistemas de mayor tamaño.
- Un nivel más alto de mantenimiento (comparado con los sistemas convencionales) asociado con el tipo más sofisticado de controles, interruptores automáticos y válvulas automáticas.
- Posibilidad de descarga de lodos flotantes o sedimentados durante la fase de descarga o decantación del reactor en algunas configuraciones de SBR.
- Taponamiento potencial de los dispositivos de aireación durante ciclos operativos específicos dependiendo del sistema de aireación utilizado por el fabricante.
- Posible necesidad de homogenización de caudales dependiendo de los procesos utilizados aguas abajo.

## Marco experimental.

### Capítulo sexto: Desarrollo experimental.

#### 6.1 Muestreo.

Debido al tiempo disponible para el muestreo, éste se realizó sólo 4 ocasiones durante el presente trabajo de tesis, con la recolección de cantidades de agua cercanas a 120 L cada vez; le muestra se tomó de la parte superficial del cuerpo de agua, a una distancia de aproximadamente 3 m de la orilla. El punto de toma de muestras fue casi el mismo durante toda la experimentación; al principio (muestreros 1 y 2), aún no se habían presentado lluvias, de tal forma que el nivel del espejo de agua cada vez era más bajo. Al llegar las lluvias, el nivel se incrementó en aproximadamente 6 m, lo cual originó que la orilla del lago se modificará. Estos cambios resultaron en una variación pequeña en la ubicación del sitio de muestreo (a unos 15-20 m respecto al punto inicial)

Este sitio se escogió debido a que:

- En él existe un tipo de golfo que recibe descargas de aguas residuales domésticas de varias casas ubicadas a la ribera de la presa (recuérdese que hay unos 12 sitios de descargas habitacionales en el Lago de Guadalupe);
- Está ubicada cerca de la facultad;
- El acceso en automóvil es sencillo; y
- De entre 4 puntos con acceso adecuado para tomar muestras, cercanos a la facultad, fue en éste donde se presentaron las características más objetables en sus aguas de acuerdo con un análisis organoléptico.

La ubicación de este punto de muestreo se muestra en la figura 6-1. Como se ve en ella, se encuentra en Bosques del Lago y las vías de acceso son cercanas.

Las fechas en las que se tomaron las muestras son:

| Fechas de toma de muestras |                           |               |
|----------------------------|---------------------------|---------------|
| Muestra                    | Fecha                     | Observaciones |
| Afluente 1                 | 18 de Marzo de 2003.      | Estiaje.      |
| Afluente 2                 | 28 de Abril de 2003.      | Estiaje.      |
| Afluente 3                 | 01 de Agosto de 2003.     | Lluvias.      |
| Afluente 4                 | 12 de Septiembre de 2003. | Lluvias.      |

Cuadro 6-1: Fechas de muestreo.

Estas muestras fueron guardadas en garrafones de plástico sin cerrar herméticamente, a temperatura de 20 ° C (aprox.), en las instalaciones del laboratorio de química inorgánica y de tratamiento de aguas de la facultad.

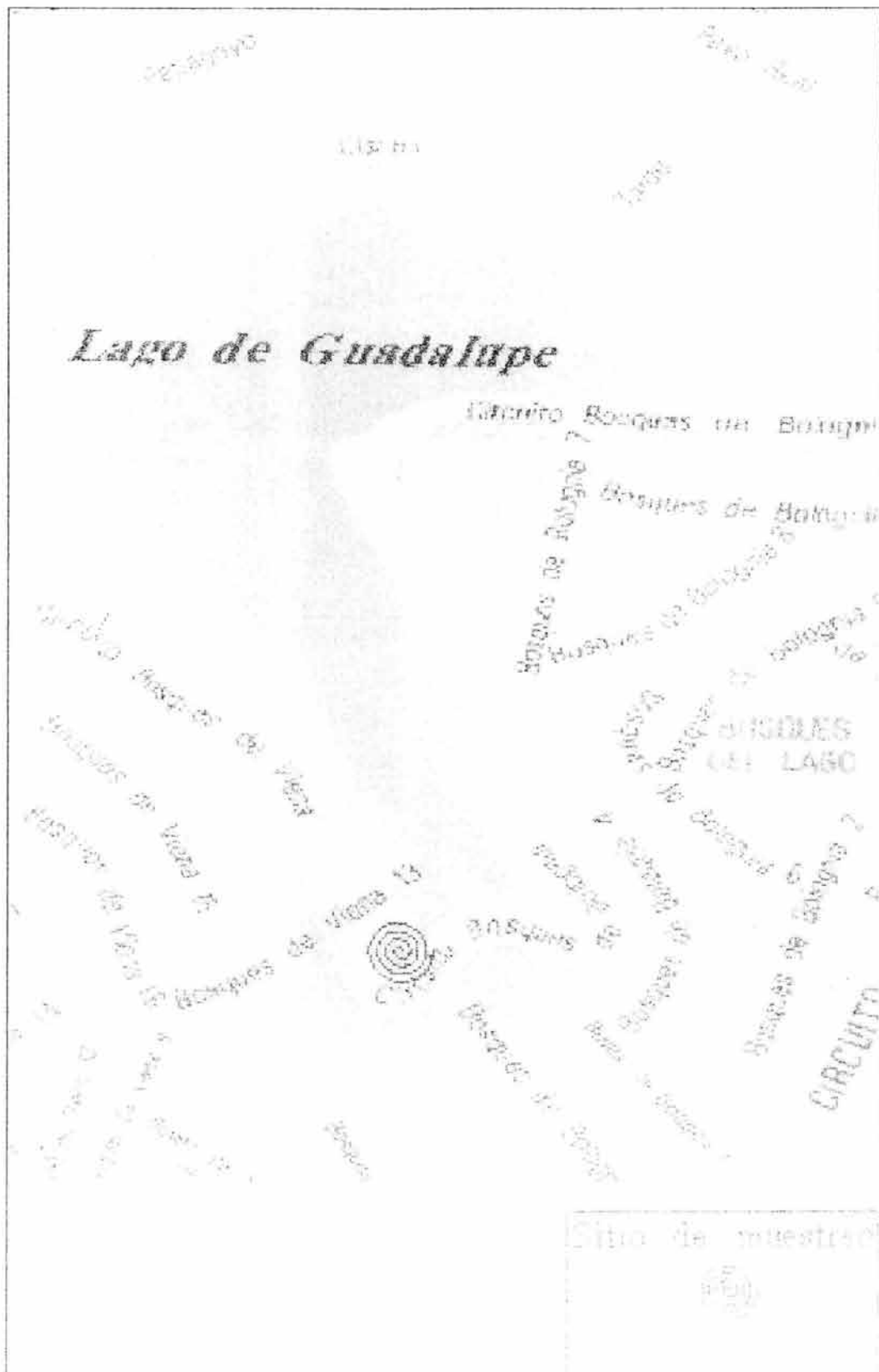


Figura 6-1. Ubicación del punto de muestreo.  
 Mapa tomado de la página electrónica de Guía Roji vinculada al periódico Reforma.  
<http://comercial.reforma.com/MAPAS/cp.asp?ap=1>

## 6.2 Descripción del sistema experimental.

Como en la FESC se contaba con reactores tipo SBR que fueron construidos con el propósito de tratar aguas residuales para la elaboración de trabajos de tesis, y como cumplían los requerimientos de construcción recomendados por Irvine, se procedió al montaje del sistema de tratamiento con ellos.

El reactor tiene las siguientes características:

Reactor cilíndrico en acrílico transparente de 20.3 cm diámetro, 60 cm de altura, 3 mm de espesor y una capacidad de 17 litros.

El reactor se equipó con lo siguiente:

- Una bomba peristáltica modelo 7535-00, con un cabezal modelo 7016-20 y manguera de látex, para alimentar el agua residual al reactor.
- Una bomba dosificadora de aire Elite modelo 801 con dos difusores porosos de 10 cm de largo, para alimentación de oxígeno al sistema.
- Una válvula solenoide modelo Asco de  $\frac{1}{4}$  in de diámetro, para permitir la salida del efluente tratado, que actúa principalmente en la etapa de descarga durante cada ciclo.
- Un agitador magnético con variación de velocidad colocado bajo el reactor.
- Una barra magnética, que fue colocada dentro del sistema para lograr la agitación. También se cuidó de que la barra y los difusores de aire no se tocaran por lo que se colocó al sistema una malla de plástico casi en el fondo del reactor.
- Tres controladores de tiempo o interruptores de encendido-apagado automáticos, serie 400 (básico), con disco de 24 horas, los cuales programan el ciclo de operación, cerrando y abriendo automáticamente el circuito eléctrico para accionar el dispositivo al que este conectado a la hora programada.
- Un recipiente de plástico para recolectar el efluente tratado y, posteriormente, de allí verterlo a otro recipiente de plástico (botella) para su almacenamiento.
- Y por último un tanque de alimentación con las mismas características que las del reactor, el cual también sirve como tanque de sedimentación primaria del sistema.

### 6.3 Operación del sistema.

Como fue mencionado en la descripción de los sistemas SBR (sección 5.1.1), cada una de sus etapas consta de un tiempo dado en función de los requerimientos del efluente y de la cantidad de agua por tratar. En el presente trabajo se utilizaron varias distribuciones de los tiempos, tal como se muestra, para cada uno de los ciclos efectuados, en la siguiente tabla.

| Distribución de tiempos en cada etapa de operación de los ciclos en el sistema SBR. |              |                   |                   |          |                                    |                                    |               |         |                              |
|---|--------------|-------------------|-------------------|----------|------------------------------------|------------------------------------|---------------|---------|------------------------------|
| Ciclo   | Etapa        |                   |                   |          |                                    |                                    |               |         |                              |
|   | Alimentación |                   |                   | Reacción |                                    |                                    | Sedimentación | Vaciado | Tiempo inactivo <sup>*</sup> |
|   | Total        | Aireación         | Agitación         | Total    | Aireación                          | Agitación                          |               |         |                              |
| I   | 1.5 h        | 0 h               | 0 h               | 6.5 h    | 6.5 h                              | 6.5 h                              | 2.0 h         | 1.5 h   | 1/2 h                        |
| II  | 1.5 h        | 0 h               | 0 h               | 9.0 h    | 9.0 h                              | 9.0 h                              | 1.5 h         | 1.5 h   | 10.5 h                       |
| III   | 3.0 h        | 1.5 h (al inicio) | 1.5 h (al inicio) | 10.0 h   | 10.0 h                             | 8.0 h (al inicio)                  | 2.0 h         | 1.5 h   | 7.5h                         |
| IV  | 3.0 h        | 1.5 h (al final)  | 1.5 h (al final)  | 10.0 h   | 10.0 h                             | 8.0 h (al inicio)                  | 2.0 h         | 1.5 h   | 7.5 h                        |
| V   | 2.0 h        | 0 h               | 0 h               | 6.5 h    | 6.5 h                              | 6.5 h                              | 2.0 h         | 1.5 h   |                              |
| VI  | 2.0 h        | 0 h               | 2.0 h             | 6.5 h    | 6.5 h                              | 6.5 h                              | 2.0 h         | 1.5 h   |                              |
| VII   | 2.0 h        | 0 h               | 2.0 h             | 4.5 h    | 4.5 h                              | 4.5 h                              | 4.0 h         | 1/3 h   | 7/6 h                        |
| VIII  | 2.0 h        | 1.0 h (al final)  | 1.0 h (al final)  | 3.5 h    | 3.5 h                              | 3.5 h                              | 5.0 h         | 1/3 h   | 7/6 h                        |
| IX  | 1.5 h        | 0 h               | 0 h               | 7.0 h    | 7.0 h                              | 7.0 h                              | 2.0 h         | 1/3 h   | 7/6 h                        |
| X   | 1.5 h        | 1.5 h             | 1.5 h             | 7.5 h    | 0.5 h (al inicio) y 2 h (al final) | 0.5 h (al inicio) y 2 h (al final) | 1.5 h         | 1/3 h   | 7/6 h                        |

El control de este sistema se efectuó únicamente mediante un timer (interruptor de tiempo), el cual encendió o apagó los equipos usados a una determinada hora.

El sistema se muestra en el la figura 6.2. Cabe comentar que el llenado del tanque de sedimentación primaria (FB-1) fue realizado de manera manual e intermitente, de tal forma que no se incluye indicación de control en este equipo.

<sup>\*</sup> Con base a un tiempo total de 12 o 24 horas por ciclo, el inmediato posterior a la suma de las 4 primeras etapas.

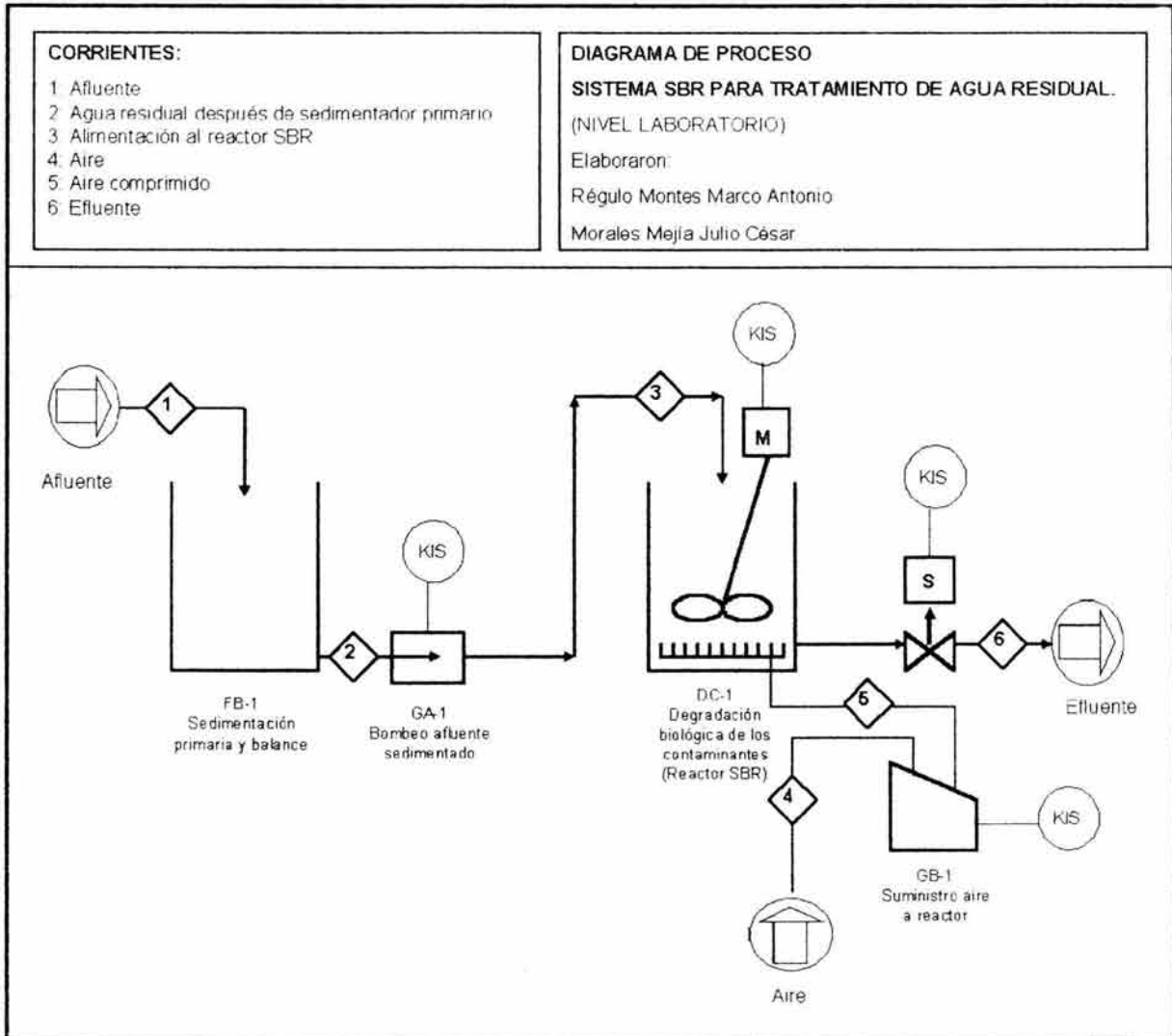


Figura 6-2. Diagrama de proceso del sistema SBR utilizado en el desarrollo de la presente tesis.



#### 6.4 Metodología: Consideraciones y desarrollo.

Para llevar a cabo las determinaciones fisicoquímicas fue necesario el uso del libro “Métodos normalizados, décimo séptima edición”, que se basa principalmente en el análisis de aguas potables y residuales. Así también como la preparación de las soluciones utilizadas fue necesaria la consulta de este.

Por lo general, el agua utilizada para preparar las soluciones era destilada. Y en las pruebas en las que fue preparada una curva de calibración se preparo también un blanco de reactivos para los patrones y las muestras a determinar la absorbancia.

##### 6.4.1 Demanda química de oxígeno.

La DQO se utiliza como una medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica en una muestra susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte. La mayor parte de la materia orgánica resulta oxidada por una mezcla a ebullición de los ácidos crómico y sulfúrico. Se somete a reflujo en un sistema cerrado, una muestra en una solución ácida fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ). Después de la digestión, el  $K_2Cr_2O_7$  no reducido se determina con un espectrofotómetro a  $600\text{ nm}$ <sup>74</sup>.

El método para determinar DQO es la de reflujo cerrado(o método Hach).

Procedimiento.

1. Se tomo una muestra de 2.5 ml de muestra y se coloco en cada una de los tubos.
2. A esta se le agrego 1.5 ml de sol. de digestión,
3. 3.5 ml de solución catalítica.
4. Se colocaron las muestras en el aparato Hach durante 1 hora.

Después de este tiempo se dejaron enfriar y se midió la absorbancia a  $600\text{ nm}$ , que después fueron comparados frente a una curva de calibración.

##### 6.4.2 Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días.

La determinación de la  $DBO_5$ , es una prueba empírica en la que se utilizan procedimientos estandarizados de laboratorio para determinar los requerimientos relativos de oxígeno de las aguas residuales. La prueba mide el oxígeno utilizado, durante un periodo de incubación especificado, para la degradación bioquímica de materia orgánica, como los sulfuros y el ión ferroso.

El método consiste en tomar una muestra del 1, 2, 3% del volumen total del frasco con muestra, y llenar hasta rebosar con agua de dilución, en un frasco hermético de tamaño 300 ml, e incubarlo a temperatura estable ( $25\text{ }^\circ\text{C}$ ) durante 5 días. El oxígeno disuelto se mide antes y después de la incubación, y la DBO se calcula mediante la diferencia entre el

<sup>74</sup> APHA, AWWA, WPCF, Métodos Normalizados, p 5-12, 5-14, 5-17.

OD inicial y el final<sup>75</sup>. De manera detallada, la DBO<sub>5</sub> se determina, de acuerdo a la obra de Ramalho, así:

$$DBO_5 = \left( \frac{V_b}{V_s} \right) \cdot (OD_b^5 - OD_s^5) + OD_s^0 - OD_b^5$$

Donde

V = volumen, mL

OD = oxígeno disuelto, mg/L

b = blanco

s = muestra

5 = después de 5 días de incubación

0 = previamente a la incubación

### 6.4.3 Oxígeno disuelto.

Una de las medidas más importantes de la calidad del agua es la cantidad de oxígeno disuelto (OD) presente en ella. La cantidad mínima recomendada para el crecimiento de poblaciones sanas de peces es de 5 mg/L, aunque esta concentración varía de acuerdo a la especie. Los niveles de oxígeno disuelto (OD) en aguas naturales y residuales dependen de la actividad física, química y bioquímica del sistema de aguas. El método del electrodo de membrana, que es el aquí utilizado para determinar OD, se basa en la tasa de difusión del oxígeno molecular a través de una membrana.

Los electrodos de membrana sensibles al oxígeno, de tipo polarográfico o galvánico, están compuestos por dos electrodos metálicos sólidos en contacto con un electrolito de soporte separado de la solución problema por una membrana selectiva. La diferencia básica entre el sistema galvánico y el polarográfico está en que el primero la reacción es espontánea (similar a la de una célula de combustible), mientras en el segundo se precisa una fuente de voltaje aplicado para polarizar el electrodo indicador. Normalmente se usan membranas de polietileno y fluorocarbono, al ser permeables al oxígeno molecular y relativamente robustas. En la membrana, la corriente difusora es linealmente proporcional a la concentración del oxígeno molecular. La corriente puede transformarse fácilmente en unidades de concentración.

#### Procedimiento.

1. Se enciende el equipo y se calibra con agua destilada de acuerdo a lo indicado por el fabricante.
2. Se tomo una muestra de aproximadamente 200 ml, y
3. Se sumergió el electrodo, se agito muy lentamente la solución y se midió la concentración de OD.

<sup>75</sup> Idem, p 5-2 a 5-4.

#### 6.4.4 Alcalinidad.

La alcalinidad de un agua puede definirse como su capacidad para neutralizar ácidos, como su capacidad para reaccionar con iones hidrógeno, como su capacidad para aceptar protones.

En las aguas naturales la alcalinidad es debida generalmente a la presencia de tres clases de iones:

- 1 Bicarbonatos.
- 2 Carbonatos.
- 3 Hidróxidos.

En algunas aguas es posible encontrar otras clases de compuestos como: boratos, silicatos, fosfatos, etc., que contribuyen a su alcalinidad, pero se consideran insignificantes por lo que pueden ignorarse<sup>76</sup>.

Los iones hidroxilo presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con las adiciones de ácido estándar. Por lo tanto, la alcalinidad depende del pH del punto final utilizado. Este método consiste en agregar un indicador a las muestra y titular con ácido hasta tener el vire que es el pH que nos indica el punto de equivalencia.

#### Procedimiento.

1. Se tomo una muestra de de 25 ml.
2. Se agregaron unas gotas de indicador fenolftaleína (alcalinidad a la fenolftaleína).
3. Si no se mostraba vire, se agregaban unas gotas de anaranjado de metilo (alcalinidad al anaranjado de metilo).

A esta se titulaba con una solución de  $H_2SO_4$ , 0.02 N (aprox.).

#### 6.4.5 Dureza.

La dureza del agua se define como una medida de su capacidad para precipitar el jabón. El jabón es precipitado preferentemente por los iones calcio y magnesio. La dureza total se define como la suma de las concentraciones de calcio y magnesio, ambos expresados como carbonato cálcico.

El método titulométrico con EDTA es el que se utilizado para realizar esta prueba y consiste en lo siguiente. El ácido etilendiaminotetraacético y sus sales de sodio (EDTA) forman un complejo de quelato soluble al añadirse a las soluciones de algunos cationes metálicos. Si a una solución acuosa que contenga iones calcio y magnesio a un pH de 10 se añade una pequeña cantidad de colorante, como negro de eriocromo T, la solución toma un color rojo vino. Si se añade EDTA como reactivo de titulación, los iones calcio y magnesio

<sup>76</sup> Romero, Rojas Jairo Alberto, Calidad del Agua

formaran un complejo, y, cuando todos estos iones estén incluidos en dicho complejo la solución cambiará de color, señalando el punto final de la titulación<sup>77</sup>.

Procedimientos:

Para determinar dureza total.

1. Se tomo una muestra de 25 ml.
2. Se agrego a ésta 2 ml de sol. amortiguadora D.I.
3. Se agrego también unos gramos (una pizca) de negro de eriocromo T.
4. Se titulo con una sol. de EDTA.

Para determinar dureza de calcio.

1. Se tomo una muestra de 25 ml.
2. Se agrego 1 ml de sol. amortiguadora (NaOH)
3. Se agrego unos gramos de murexida como indicador.
4. Se titulo con una sol. de EDTA.

#### 6.4.6 Cloruros.

El cloruro, en forma de ion (Cl<sup>-</sup>), es uno de los aniones inorgánicos principales en el agua natural y residual. La concentración de cloruro es mayor en las aguas residuales que en las naturales, debido a que el cloruro de sodio (NaCl) es común en la dieta y pasa inalterado a través del aparato digestivo.

El método que se utilizo fue el argentométrico y consiste en que en una solución neutra o ligeramente alcalina, el cromato potásico indica el punto final de la titulación de cloruros con una solución de nitrato de plata. Se precipita el cloruro de plata cuantitativamente antes de formarse el cromato de plata rojo<sup>78</sup>.

Procedimiento.

1. Se tomo una muestra de 50 ml y otra de blanco (agua destilada).
2. Se trabajaron las muestras en condiciones neutras (pH 6-7).
3. Se agregaron 5 gotas de cromato de potasio.
4. se titulo con una solución de nitrato de plata.

#### 6.4.7 Sílice.

El silicio es, después del oxígeno, el elemento más abundante de la corteza terrestre. Aparece como óxido (SiO<sub>2</sub>) en el cuarzo y la arena, se combina con los metales en forma de variados silicatos minerales complejos. La degradación de las rocas que contienen sílice

<sup>77</sup> APHA, Ídem, p 2-57, 2-58.

<sup>78</sup> APHA, Ídem, p 4-76, 4-78.

explica su presencia en las aguas naturales como partículas en suspensión, en estado coloidal o polimérico, y como ácidos silícicos o iones silicato.

El método utilizado en esta práctica fue el del molibdosilicato. Este consiste en que a pH aproximado de 1.2, el molibdato amónico reacciona con sílice y cualquier fosfato presente para producir heteropoliácidos. El ácido oxálico se adiciona para destruir el ácido molibdofosfórico, pero no el molibdosilícico. Incluso cuando se sabe que no hay fosfato presente, es deseable la adición de ácido oxálico. La intensidad del color amarillo es proporcional a la concentración de sílice. Debido a que los aparatos como reactivos que se utilizan, pueden aportar sílice, que hay que evitar al máximo la utilización de material de vidrio<sup>79</sup>.

#### Procedimiento.

1. Se tomo una muestra de 1ml y aforo a 50 ml(se hizo esto para que cayera dentro de la curva de calibración).
2. Se agrego 1 ml de HCl 1:1.
3. Se agregaron 2 ml de molibdato de amonio al 10%.
4. Se espero 5 minutos a tener color amarillo.
5. Después de este tiempo se agregaron 2 ml de ácido oxálico.
6. Se midió la absorbancia a 410 nm entre 5 y 15 minutos, después de que se agrego el ácido oxálico.

#### 6.4.8 Sólidos.

Los sólidos son materiales disueltos o suspendidos en aguas limpias y aguas residuales. Los sólidos pueden afectar negativamente a la calidad del agua o a su suministro de varias maneras. Las aguas con abundantes sólidos disueltos suelen ser de inferior palatabilidad y pueden inducir una reacción fisiológica desfavorable en el consumidor ocasional. Por estas razones, para las aguas potables es deseable un límite de 500 mg/L de sólidos disueltos.

“Sólidos totales” es la expresión que se aplica a los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado en estufa a temperatura definida. Los sólidos totales incluyen los “sólidos totales suspendidos”, o porción de sólidos totales retenida por un filtro, y los “sólidos disueltos totales” o porción que atraviesa el filtro.

El tipo de soporte del filtro, el tamaño del poro, la porosidad, el área y el espesor del filtro, así como la naturaleza física y el tamaño de las partículas y la cantidad de material depositado en el filtro son los factores principales que afectan a la separación de los sólidos suspendidos y disueltos.

“Sólidos fijos” es la expresión aplicada al residuo de sólidos totales, suspendidos o disueltos después de someterse a ignición durante un tiempo determinado y a una

---

<sup>79</sup> APHA, Ídem, p 4-208, 4-209.

temperatura especificada. La pérdida de peso por ignición se debe a los “sólidos volátiles”. Las determinaciones de sólidos fijados y volátiles no distinguen entre materias orgánica e inorgánica porque la pérdida de peso por ignición no se limita al material orgánico, sino que incluye también pérdida por descomposición o volatilización de algunas sales minerales.

#### Procedimiento.

1. Una vez puestas las cápsulas a peso constante, se les colocó una muestra de 25 mL y se pusieron en baño maría hasta sequedad.
2. Se colocaron las cápsulas en una estufa a 105 °C, durante 15 minutos aproximadamente.
3. Después de esto se dejaron enfriar colocándolas en un desecador.
4. Y por último se pesaron.

Para los sólidos suspendidos totales, se filtro una muestra bien mezclada por un filtro estándar de fibra de vidrio, y el residuo retenido en el mismo se seco a un peso constante a 103-105 °C. El aumento de peso del filtro representa los sólidos suspendidos totales.

#### Procedimiento.

1. Una vez puesta también los Gooch a peso constante, se les colocó un filtro y se hizo pasar por este 25 ml de muestra.
2. Se colocaron los Gooch en una estufa a 105 °C, durante 15 minutos aproximadamente.
3. Después de esto se dejaron enfriar colocándolos en un desecador.
4. Y por último se pesaron.

Para los sólidos fijos y volátiles, el residuo obtenido en los métodos anteriores, se incinera, a peso constante, a una temperatura de 550° C. Los sólidos remanentes representan los sólidos totales fijos, o en suspensión, mientras que la pérdida de peso por ignición representa los sólidos volátiles.

#### Procedimiento.

1. Después de que las cápsulas y los Gooch fueron pesados (después de la determinación de sólidos totales), estos fueron colocado en un horno hasta alcanzar una temperatura de 600 °C.
2. Se dejaron enfriar, y se volvieron a pasar al desecador.
3. Después se pesaron por última vez.

#### 6.4.9 Lodos.

En los procesos de tratamiento de aguas mediante sistemas biológicos, es importante conocer las características de sedimentación de los lodos para poder calcular el SVI y efectuar varios cálculos de diseño. Es por ello que antes de la operación de los ciclos IX y X se realizó un estudio de las características de sedimentación de los lodos. Lo que se



presenta en los resultados son los volúmenes de la capa principal de lodos como función del tiempo de sedimentación de una muestra de 100 mL en un principio totalmente mezclada.

- a) El volumen de sólidos sedimentados se reporta como el volumen de la suspensión en mL para un tiempo dado, y es usado para la determinación del Índice de Volumen de los Lodos (SVI).

El procedimiento es, en esencia, el siguiente:

1. En un cilindro graduado (preferentemente de 1 L) colocar un litro (o el volumen del recipiente) de la muestra perfectamente agitada.

2. Dejar a la suspensión que sedimente al mismo tiempo que se determina el volumen ocupado por la suspensión en diferentes tiempos.

En el texto de Métodos estandarizados<sup>80</sup> se recomienda una columna especial de sedimentación, la cual cuenta con un agitador que gira a no más de 4 rev/min. Sin embargo, en el laboratorio se utilizó una probeta de 150 mL para realizar la determinación, y se utilizaron 100 mL de las muestras.

- b) El SVI es el volumen, en mL, ocupado por 1 g de suspensión (lodos) después de un periodo de sedimentación de 30 minutos. Este valor es usado para monitorear las características de sedimentación de los lodos a pesar de que no tiene una base teórica sólida.

Los pasos para determinar el SVI son:

1. Determinar la cantidad de sólidos suspendidos en una muestra bien agitada del licor mezclado (al volumen máximo de operación)

2. Obtener el volumen de sólidos sedimentados en 30 minutos.

3. Efectuar el cálculo del SVI:

$$SVI = \frac{VSS_{30} (mL / L) \times 1000}{SSLM (mg / L)} [=] \frac{mL}{g}$$

#### 6.4.10 Nitrógeno amoniacal.

El nitrógeno orgánico se define funcionalmente como nitrógeno ligado orgánicamente en el estado de oxidación trinegativo. El nitrógeno orgánico incluye productos naturales, como las proteínas y péptidos, ácidos nucleicos y urea, y numerosos materiales orgánicos sintéticos.

Es éste un nutriente esencial para muchos autótrofos fotosintéticos, y en algunos casos ha sido identificado como el determinante del crecimiento.

<sup>80</sup> Díaz de Santos, Ídem, sección 2-213.

El nitrito es un estado intermedio de la oxidación del nitrógeno, tanto en la oxidación del amoníaco a nitrato como en la reducción del nitrato.

Para determinar el nitrógeno amoniacal se tiene el método de Nesslerización, el cual no se puede aplicar directamente a aguas residuales concentradas, ya que por lo general, se aplica a aguas potables purificadas, aguas naturales y diluidas residuales, todas con poco color y bajas concentraciones, en las cuales el método es confiable, debido a muchas interferencias que se tienen con otros compuestos. A causa de estas interferencias se efectúa un paso previo de destilación.

#### Procedimiento.

1. Se tomaron muestras de 250 mL y otra de blanco (agua destilada).
2. A estas soluciones se les agrego 12.5 mL de sol. tampón de borato y se ajusto el pH a 9.5 con NaOH (ya que este buffer no lo ajustaba exactamente).
3. Se colocaron en un matraz de bola.
4. Se colocaron en el equipo de destilación y se comenzó con dicho proceso.
5. Se desecharon los primero mililitro de destilado (cabezas), al destilados se recibió en 25 mL de una sol. absorbente de ácido bórico, hasta obtener un volumen total de 125 mL.
6. A estas soluciones se les aforo a 250 mL y neutralizo.
7. De estas se tomaron 50 mL de muestra.
8. Se les agrego 1 mL de reactivo de Nessler y se agito muy bien.
9. Al cabo de 12 minutos se midió la absorbancia a 400 nm, estos valores se compararon frente a una curva de calibrado preparados bajo las mismas condiciones.

#### 6.4.11 Fosfatos.

El fósforo se encuentra en las aguas naturales y residuales casi exclusivamente en forma de fosfatos, clasificados en ortofosfatos, fosfatos condensados piro, meta y otros polifosfatos, y los ligados orgánicamente. Se presentan en solución, partículas o *ditritus*, o en los cuerpos de organismos acuáticos.

La hidrólisis ácida a la temperatura de ebullición del agua transforma los fosfatos condensados, disueltos y en partículas, en ortofosfato disuelto.

Las fracciones de fosfato convertidas en ortofosfato solo por destrucción oxidante de la materia orgánica presente, se consideran fósforo orgánico. La intensidad de la oxidación requerida para esta conversión depende de la forma del fósforo orgánico presente y, hasta cierto punto, de su cantidad.

Dado que el fósforo se puede presentar en combinación con materia orgánica, un método de digestión para determinar fósforo total debe ser capaz de oxidar la materia orgánica eficazmente para liberar el fósforo como ortofosfato. El tipo de digestión utilizado para llevar a cabo esta práctica fue el de persulfato de amonio.

El fósforo es esencial para el crecimiento de los organismos y puede ser el nutriente limitador de la productividad primaria de un cuerpo en el agua.

Por ejemplo una de las plantas que controla son las algas.

El uso de detergentes, los cuales contienen grandes cantidades de fósforo, ha aumentado el contenido de fosfato en las aguas residuales domésticas y ha contribuido al problema de incremento del mismo en las fuentes receptoras.

Procedimiento:

1. Se tomaron 5 ml de muestra y se aforo a 50 ml con agua destilada
2. A esta solución se le agrego 1 ml de sol. de  $H_2SO_4$  y 0.4 de  $(NH_4)_2S_2O_8$  sólido.
3. A esta solución se hirvió suavemente en una placa hasta alcanzar un volumen aproximado de 10 ml, que después se dejo enfriar y diluyo a 30 ml.
4. Se le agrego 1 gota de sol. indicadora de fenolftaleína, que después se neutralizo con una sol de NaOH,. Después se diluyo a 100 ml.
5. A esta se le añadieron 4ml de reactivo molibdato amonico y 10 gotas de reactivo cloruro estagnoso.
6. Pasados 10 min. pero antes de 12 se midió el color fotométricamente a 690 nm. Que después este valor fue comparado con una curva de calibración.

## 6.5 Resultados.

A continuación se presentan los resultados obtenidos en la forma de tablas, las cuales muestran los valores de cada parámetro para todas las muestras estudiadas. Se presentan los datos con un redondeo a la tercera cifra decimal. Por su naturaleza, algunas de las determinaciones no fueron realizadas a todas las muestras obtenidas, de tal forma que se observa que algunas muestras fueron analizadas para todos los parámetros en tanto que otras no tienen todos estos valores determinados. Sin embargo, los dos más importantes para este estudio (nitrógeno amoniacal y fosfatos) fueron determinados para la gran mayoría. El número de muestra de cada ciclo indica, de manera consecutiva, el día en el cual se obtuvo dicha muestra.

Las expresiones matemáticas empleadas para obtener estos valores son presentadas en la descripción de las técnicas seguidas para la determinación de los parámetros analizados, presentadas en la sección anterior.

En orden de presentación, dichos parámetros son:

- a) Demanda química de oxígeno (DQO)
- b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días ( $DBO_5$ )
- c) Oxígeno disuelto (OD)
- d) Alcalinidad.
- e) Dureza.
- f) Cloruros.
- g) Sílice (como sílica,  $SiO_2$ ).
- h) Sólidos.
- i) Nitrógeno amoniacal.
- j) Fosfatos (como ortofosfatos)

## 6.5.1 Demandas química y bioquímica de oxígeno en 5 días; oxígeno disuelto.

| Resultados de los análisis fisicoquímicos<br>concernientes a DQO, DBO <sub>5</sub> y OD. |            |                        |                  |       |
|--|------------|------------------------|------------------|-------|
| Ciclo  | Muestra    | DQO                    | DBO <sub>5</sub> | OD    |
|  |            | (mg O <sub>2</sub> /L) |                  |       |
| I  | Afluente 1 | 107.299                | 45.050           | 0.180 |
|  | 1          | 24.904                 | 10.890           | 3.990 |
|  | 2          | 29.350                 | 13.450           | 4.080 |
|  | 3          | 26.358                 | 10.987           | 3.320 |
| II   | 1          | 29.350                 | 11.350           | 3.350 |
|  | 2          | 38.998                 | 8.640            | 3.640 |
|  | 3          | 18.059                 | 11.410           | 4.410 |
| III  | Afluente 2 | 46.074                 | 29.980           | 2.200 |
|  | 1          | 7.524                  | 0.870            | 3.710 |
|  | 2          | 7.524                  | 5.063            | 2.950 |
|  | 3          | 10.780                 | 6.553            | 4.440 |
|  | 4          | 4.525                  | 4.243            | 3.750 |
| IV   | 1          | 5.496                  | 0.597            | 3.050 |
|  | 2          | 10.780                 | 2.513            | 3.300 |
|  | 3          | 3.583                  | 1.380            | 4.500 |
| V  | 1          | 1.784                  | 1.030            | 6.600 |
|  | 2          | 0.000                  | 0.000            | 7.100 |
|  | 3          | 0.000                  | 0.000            | 6.800 |
|  | 4          | 0.000                  | 0.000            | 6.850 |
|  | 5          | 26.358                 | 24.367           | 5.500 |
| VI   | 1          | 19.372                 | 10.687           | 4.820 |
|  | 2          | 10.780                 | 6.085            | 5.350 |
|  | 3          | 23.479                 | 19.430           | 5.150 |
| VII  | 1          | 19.372                 | 3.663            | 6.880 |
|  | 2          | 23.479                 | 2.283            | 6.500 |
|  | 3          | 6.496                  | 3.900            | 6.450 |
|  | 4          | 15.519                 | 11.927           | 6.810 |
| VIII   | 1          | 7.524                  | 1.519            | 5.000 |
|  | 2          | 3.583                  | 0.726            | 4.910 |
|  | 3          | 5.496                  | 1.116            | 4.950 |
| IX   | Afluente 3 | 72.600                 | 25.033           | 3.000 |
|  | 3          | 0.000                  | 0.000            | 3.800 |
|  | 7          | 57.311                 | 5.683            | 3.680 |
|  | Afluente 4 | 23.479                 | 14.093           | 1.230 |
|  | 8          | 16.775                 | 3.860            | 5.190 |
|  | 9          | 20.712                 | 3.470            | 4.840 |
| X  | Afluente 3 | 72.600                 | 25.033           | 3.000 |
|  | 3          | 22.081                 | 15.933           | 3.900 |
|  | 7          | 49.652                 | 5.080            | 3.910 |
|  | Afluente 4 | 23.479                 | 14.093           | 1.230 |
|  | 8          | 13.092                 | 9.100            | 4.710 |
|  | 9          | 15.519                 | 9.607            | 5.310 |

## 6.5.2 Alcalinidad.

| Resultados de los análisis fisicoquímicos concernientes a alcalinidad. |            |             |       |            |             |
|--|------------|-------------|-------|------------|-------------|
| Ciclo  | Muestra    | Conc.(mg/L) | Ciclo | Muestra    | Conc.(mg/L) |
| I  | Afluente 1 | 60.72       | VIII  | 1          | 25.30       |
|  | 1          | 30.36       |       | 2          | 30.36       |
|  | 2          | 15.18       |       | 3          | 25.30       |
|  | 3          | 45.54       |       | Afluente 3 | 65.78       |
| II   | 1          | 25.30       | IX    | 1          | 45.54       |
|  | 2          | 62.41       |       | 2          | 40.48       |
| III  | Afluente 2 | 35.42       |       | 3          | 40.48       |
|  | 1          | 25.30       |       | 4          | 35.42       |
|  | 2          | 25.30       |       | 5          | 35.42       |
|  | 3          | 25.30       |       | 6          | 40.48       |
|  | 4          | 25.30       |       | 7          | 35.42       |
| IV   | 1          | 30.36       |       | Afluente 4 | 30.36       |
|  | 2          | 30.36       |       | 8          | 30.36       |
|  | 3          | 30.36       |       | 9          | 25.30       |
| V  | 1          | 30.36       | X     | Afluente 3 | 65.78       |
|  | 2          | 30.36       |       | 1          | 60.72       |
|  | 3          | 25.30       |       | 2          | 60.72       |
|  | 4          | 35.42       |       | 3          | 60.72       |
|  | 5          | 30.36       |       | 4          | 55.66       |
| VI   | 1          | 35.42       |       | 5          | 55.66       |
|  | 2          | 30.36       |       | 6          | 50.60       |
|  | 3          | 30.36       |       | 7          | 50.60       |
| VII  | 1          | 35.42       |       | Afluente 4 | 30.36       |
|  | 2          | 35.42       |       | 8          | 30.36       |
|  | 3          | 30.36       |       | 9          | 30.36       |
|  | 4          | 30.36       |       |            |             |



## 6.5.3 Dureza.

| Resultados de los análisis fisicoquímicos concernientes a dureza |            |  |  |  |
|--|------------|--|--|--|
| Ciclo  | Muestra    | Dureza total,<br>mg CaCO <sub>3</sub> (eq)/L | Dureza de calcio,<br>mg CaCO <sub>3</sub> (eq)/L | Dureza de magnesio,<br>mg CaCO <sub>3</sub> /L |
| IV   | Afluente 2 | 120.63                                       | 36.168   | 84.462   |
|  | 2          | 61.005                                       | 43.575   | 17.430   |
| V  | 2          | 69.720                                       | 69.720   | 0.000  |
| VI   | 1          | 61.005                                       | 26.145   | 34.860   |
|  | 2          | 52.290                                       | 39.217   | 13.072   |
|  | 3          | 61.005                                       | 21.787   | 39.217   |
| VII  | 1          | 34.860                                       | 30.502   | 4.357  |
|  | 2          | 43.575                                       | 34.860   | 8.715  |
|  | 3          | 52.290                                       | 34.860   | 17.430   |
|  | 4          | 43.575                                       | 30.502   | 13.072   |
| VIII   | 1          | 30.502                                       | 13.072   | 17.430   |
|  | 2          | 17.430                                       | 17.430   | 0.000  |
|  | 3          | 43.575                                       | 34.860   | 8.715  |
| IX   | Afluente 3 | 113.295                                      | 61.005   | 52.290   |
|  | 1          | 87.150                                       | 65.362   | 21.787   |
|  | 2          | 91.507                                       | 43.575   | 47.932   |
|  | 3          | 95.865                                       | 65.362   | 30.502   |
|  | 4          | 95.865                                       | 43.575   | 52.290   |
|  | 5          | 95.865                                       | 21.787   | 74.077   |
|  | 6          | 95.865                                       | 47.932   | 47.932   |
|  | 7          | 135.082                                      | 78.435   | 56.647   |
|  | Afluente 4 | 65.362                                       | 69.720   | -4.357   |
|  | 8          | 113.295                                      | 135.082  | -21.787  |
|  | 9          | 91.507                                       | 152.512  | -61.005  |
| X  | Afluente 3 | 113.295                                      | 61.005   | 52.290   |
|  | 1          | 95.865                                       | 47.932   | 47.932   |
|  | 2          | 91.507                                       | 82.792   | 8.715  |
|  | 3          | 95.865                                       | 21.787   | 74.077   |
|  | 4          | 91.507                                       | 43.575   | 47.932   |
|  | 5          | 95.865                                       | 61.005   | 34.860   |
|  | 6          | 91.507                                       | 52.290   | 39.217   |
|  | 7          | 135.082                                      | 135.082  | 0.000  |
|  | Afluente 4 | 65.362                                       | 69.720   | -4.357   |
|  | 8          | 108.937                                      | 143.797  | -34.860  |
| 9  | 95.865     | 95.865                                       | 0.000  |  |

## 6.5.4 Cloruros

| Ciclo | Muestra    | Conc.(mg/L) | Ciclo | Muestra    | Conc. (mg/L) |       |
|-------|------------|-------------|-------|------------|--------------|-------|
| I     | Afluente 1 | 0.026       | VII   | 1          | 0.018        |       |
|       | 1          | 0.023       |       | 2          | 0.018        |       |
|       | 2          | 0.017       |       | 3          | 0.016        |       |
|       | 3          | 0.026       |       | 4          | 0.016        |       |
| II    | 1          | 0.014       | VIII  | 1          | 0.016        |       |
|       | 2          | 0.029       |       | 2          | 0.015        |       |
|       | 3          | 0.032       |       | 3          | 0.015        |       |
| III   | Afluente 2 | 0.031       | IX    | Afluente 3 | 0.030        |       |
|       | 1          | 0.029       |       | 1          | 0.032        |       |
|       | 2          | 0.028       |       | 2          | 0.031        |       |
|       | 3          | 0.026       |       | 3          | 0.030        |       |
|       | 4          | 0.021       |       | 4          | 0.030        |       |
| IV    | 1          | 0.018       |       | 5          | 0.030        |       |
|       | 2          | 0.017       |       | 6          | 0.030        |       |
|       | 3          | 0.016       |       | 7          | 0.030        |       |
| V     | 1          | 0.016       |       | X          | Afluente 3   | 0.030 |
|       | 2          | 0.016       |       |            | 1            | 0.033 |
|       | 3          | 0.015       | 2     |            | 0.031        |       |
|       | 4          | 0.016       | 3     |            | 0.030        |       |
|       | 5          | 0.000       | 4     |            | 0.031        |       |
| VI    | 1          | 0.017       | 5     |            | 0.030        |       |
|       | 2          | 0.017       | 6     |            | 0.029        |       |
|       | 3          | 0.013       | 7     | 0.030      |              |       |

## 6.5.5 Sílice

| Resultados de los análisis<br>físicoquímicos concernientes<br>a sílice. |             |
|---|-------------|
| Muestra   | Conc.(mg/L) |
| Afluente 1  | 524.791     |
| Afluente 2  | 356.253     |
| Afluente 3  | 175.404     |
| Afluente 4  | 294.940     |

Las concentraciones de Si (como SiO<sub>2</sub>) no cambiaron durante el tratamiento de una manera importante, con base en los datos arrojados por varias muestras analizadas al azar.

## 6.5.6 Sólidos.

| Ciclo          | Muestra        | Sólidos totales, mg/L |      |      | Sólidos suspendidos, mg/L |      |      | Sólidos disueltos, mg/L |     |     |
|----------------|----------------|-----------------------|------|------|---------------------------|------|------|-------------------------|-----|-----|
|                |                | STT                   | STV  | STF  | SST                       | SSV  | SSF  | SDT                     | SDF | SDV |
| I              | Afluente 1     | 320                   | 320  | 0    | 120                       | 80   | 0    | 200                     | 0   | 200 |
|                | 1              | 240                   | 40   | 200  | 80                        | 40   | 40   | 160                     | 160 | 0   |
|                | 2              | 320                   | 80   | 240  | 120                       | 80   | 40   | 200                     | 200 | 0   |
|                | 3              | 480                   | 120  | 360  | 40                        | 40   | 0    | 440                     | 360 | 80  |
|                | Licor mezclado | 3560                  | 1320 | 2240 | 3208                      | 1160 | 2120 | 280                     | 120 | 160 |
| II             | 1              | 320                   | 160  | 160  | 80                        | 80   | 0    | 240                     | 160 | 80  |
|                | 2              | 400                   | 320  | 80   | 40                        | 40   | 0    | 360                     | 80  | 280 |
|                | 3              | 320                   | 160  | 160  | 40                        | 40   | 0    | 280                     | 160 | 120 |
| III            | Afluente 2     | 200                   | 80   | 120  | 40                        | 40   | 0    | 160                     | 120 | 40  |
|                | 1              | 320                   | 240  | 80   | 40                        | 40   | 0    | 280                     | 80  | 200 |
|                | 2              | 480                   | 240  | 240  | 0                         | 0    | 0    | 480                     | 240 | 240 |
|                | 3              | 520                   | 400  | 120  | 80                        | 80   | 0    | 440                     | 120 | 320 |
|                | 4              | 280                   | 160  | 120  | 80                        | 40   | 40   | 200                     | 80  | 120 |
| IV             | 1              | 360                   | 160  | 200  | 80                        | 40   | 40   | 280                     | 160 | 120 |
|                | 2              | 240                   | 160  | 80   | 80                        | 40   | 40   | 160                     | 40  | 120 |
|                | 3              | 280                   | 80   | 200  | 40                        | 40   | 0    | 240                     | 200 | 40  |
|                | Licor mezclado | 3440                  | 960  | 2480 | 3200                      | 920  | 2280 | 240                     | 200 | 40  |
| V              | 2              | 360                   | 160  | 200  | 0                         | 0    | 0    | 360                     | 200 | 160 |
|                | 3              | 280                   | 280  | 0    | 0                         | 0    | 0    | 280                     | 0   | 280 |
|                | 4              | 280                   | 80   | 200  | 0                         | 0    | 0    | 280                     | 200 | 80  |
|                | 5              | 360                   | 0    | 360  | 40                        | 0    | 40   | 320                     | 320 | 0   |
|                | 1              | 280                   | 0    | 280  | 40                        | 0    | 40   | 240                     | 240 | 0   |
|                | Licor mezclado | -                     | -    | -    | 2000                      | -    | -    | -                       | -   | -   |
| VI             | 2              | 320                   | 0    | 320  | 40                        | 0    | 40   | 280                     | 280 | 0   |
|                | 3              | 280                   | 0    | 280  | 40                        | 0    | 40   | 240                     | 240 | 0   |
| VII            | 1              | 240                   | 80   | 160  | 0                         | 0    | 0    | 240                     | 160 | 80  |
|                | 2              | 200                   | 120  | 80   | 40                        | 0    | 40   | 160                     | 40  | 120 |
|                | 3              | 160                   | 80   | 80   | 40                        | 40   | 0    | 120                     | 80  | 40  |
|                | 4              | 80                    | 40   | 40   | 0                         | 0    | 0    | 80                      | 40  | 40  |
|                | Licor mezclado | 2560                  | 760  | 1800 | 1200                      | 360  | 840  | 1360                    | 960 | 400 |
| VIII           | 1              | 200                   | 160  | 40   | 0                         | 0    | 0    | 200                     | 40  | 0   |
|                | 2              | 200                   | 80   | 120  | 0                         | 0    | 0    | 200                     | 120 | 0   |
|                | 3              | 280                   | 200  | 80   | 0                         | 0    | 0    | 280                     | 80  | 0   |
|                | Licor mezclado | 2160                  | 800  | 1360 | 1920                      | 640  | 1280 | 240                     | 80  | 160 |
| IX             | Afluente 3     | 440                   | 160  | 280  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 1              | 400                   | 160  | 240  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 2              | 360                   | 160  | 200  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 3              | 360                   | 200  | 160  | 0                         | 0    | 0    | 360                     | 160 | 0   |
|                | 4              | 400                   | 160  | 240  | 0                         | 0    | 0    | 400                     | 240 | 0   |
|                | 5              | 360                   | 80   | 280  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 6              | 360                   | 80   | 280  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 7              | 400                   | 80   | 320  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | Afluente 4     | 280                   | 80   | 200  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 8              | 280                   | 40   | 240  | 0                         | 0    | 0    | 280                     | 240 | 0   |
|                | 9              | 280                   | 40   | 240  | 0                         | 0    | 0    | 280                     | 240 | 0   |
|                | Afluente 3     | 440                   | 160  | 280  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | Licor mezclado | -                     | -    | -    | 2240                      | -    | -    | -                       | -   | -   |
| X              | 1              | 360                   | 120  | 240  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 2              | 360                   | 80   | 280  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 3              | 320                   | 320  | 0    | 0                         | 0    | 0    | 320                     | 0   | 0   |
|                | 4              | 280                   | 0    | 280  | 0                         | 0    | 0    | 280                     | 280 | 0   |
|                | 5              | 0                     | 0    | 0    |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 6              | 520                   | 120  | 400  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 7              | 440                   | 40   | 400  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | Afluente 4     | 280                   | 80   | 200  |                           |      |      |                         |     |     |
|                | 8              | 400                   | 80   | 320  | 0                         | 0    | 0    | 400                     | 320 | 0   |
|                | 9              | 320                   | 0    | 320  | 0                         | 0    | 0    | 320                     | 320 | 0   |
| Licor mezclado | -              | -                     | -    | 2230 | -                         | -    | -    | -                       | -   |     |

## 6.5.7 Lodos.

| Resultados de los análisis<br>fisicoquímicos concernientes a<br>sedimentación de los lodos |  |           |
|--|--|-----------|
|  | Muestra 1  | Muestra 2 |
| Tiempo<br>(min)  | Volumen del cuerpo<br>principal de lodos<br>(mL) |           |
| 0  | 100.0  | 100.0     |
| 1.0  | 9.5  | 9.0       |
| 2.0  | 9.0  | 9.0       |
| 3.0  | 8.0  | 8.0       |
| 4.0  | 7.5  | 7.5       |
| 5.0  | 7.0  | 7.0       |
| 7.0  | 6.8  | 6.8       |
| 9.0  | 6.5  | 6.5       |
| 12.0   | 6.2  | 6.3       |
| 15.0   | 6.0  | 6.0       |
| 30.0   | 6.0  | 6.0       |
| 45.0   | 6.0  | 6.0       |
| 60.0   | 6.0  | 6.0       |

## 6.5.8 Nitrógeno amoniacal.

| Resultados de los análisis fisicoquímicos concernientes a nitrógeno amoniacal (N-NH <sub>3</sub> ) |            |                          |            |            |                          |
|--|------------|--------------------------|------------|------------|--------------------------|
| Ciclo  | Muestra    | N-NH <sub>3</sub> (mg/L) | Ciclo      | Muestra    | N-NH <sub>3</sub> (mg/L) |
| I  | Afluente 1 | 4.162                    | VII        | 1          | 1.440                    |
|  | 3          | 0.469                    |            | 2          | 0.344                    |
| II   | 1          | 0.438                    |            | 3          | 0.563                    |
|  | 2          | 0                        |            | 4          | 0.344                    |
|  | 3          | 0.532                    | VIII       | 1          | 1.252                    |
| Afluente 2   | 20.592     | 2                        |            | 1.252      |                          |
| 1  | 0.344      | 3                        |            | 1.064      |                          |
| III  | 2          | 0                        | IX         | Afluente 3 | 67.597                   |
|  | 3          | 0.407                    |            | 3          | 13.050                   |
|  | 4          | 0.469                    |            | 4          | 2.816                    |
|  | IV         | 1                        |            | 0.469      | 5                        |
| 2  |            | 7.354                    |            | 6          | 4.632                    |
| 3  |            | 1.001                    |            | 7          | 0                        |
| V  | 1          | 1.158                    |            | Afluente 4 | 5.258                    |
|  | 2          | 0.156                    |            | 8          | 0.375                    |
|  | 3          | 0.375                    |            | 9          | 0.438                    |
|  | 4          | 0.657                    | Afluente 3 | 67.596     |                          |
|  | 5          | 0.282                    | 3          | 28.729     |                          |
| VI   | 1          | 0.907                    | X          | 4          | 21.969                   |
|  | 2          | 0.188                    |            | 5          | 31.295                   |
|  | 3          | 0.594                    |            | 6          | 22.376                   |
|  |            |                          |            | 7          | 30.012                   |
|  |            |                          |            | Afluente 4 | 5.258                    |
|  |            |                          |            | 8          | 2.222                    |
|  |            |                          |            | 9          | 0.501                    |
|  |            |                          |            |            |                          |
|  |            |                          |            |            |                          |

## 6.5.9 Fosfatos.

| Resultados de los análisis fisicoquímicos concernientes a fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) |            |                           |            |            |                           |
|---|------------|---------------------------|------------|------------|---------------------------|
| Ciclo   | Muestra    | $\text{PO}_4^{3-}$ (mg/L) | Ciclo      | Muestra    | $\text{PO}_4^{3-}$ (mg/L) |
| I   | Afluente 1 | 22.415                    | VIII       | 1          | 10.737                    |
|   | 3          | 14.417                    |            | 2          | 10.171                    |
| II  | 1          | 8.897                     |            | 3          | 9.534                     |
|   | 2          | 16.540                    | Afluente 3 | 22.910     |                           |
|   | 3          | 17.531                    | 1          | 20.787     |                           |
| III   | Afluente 2 | 15.833                    | IX         | 2          | 19.442                    |
|   | 1          | 17.602                    |            | 3          | 20.574                    |
|   | 2          | 16.965                    |            | 4          | 21.070                    |
|   | 3          | 15.762                    |            | 5          | 21.990                    |
|   | 4          | 10.808                    |            | 6          | 21.140                    |
| IV  | 1          | 12.506                    |            | 7          | 22.839                    |
|   | 2          | 12.436                    |            | Afluente 4 | 5.287                     |
|   | 3          | 13.992                    |            | 8          | 16.824                    |
| V   | 1          | 10.454                    |            | 9          | 11.445                    |
|   | 2          | 12.931                    |            | Afluente 3 | 22.910                    |
|   | 3          | 11.020                    | 1          | 20.504     |                           |
|   | 4          | 10.383                    | 2          | 20.787     |                           |
|   | 5          | 11.374                    | 3          | 21.565     |                           |
| VI  | 1          | 11.091                    | X          | 4          | 21.565                    |
|   | 2          | 11.160                    |            | 5          | 18.734                    |
|   | 3          | 11.162                    |            | 6          | 20.645                    |
| VII   | 1          | 11.091                    |            | 7          | 20.150                    |
|   | 2          | 11.020                    |            | Afluente 4 | 5.287                     |
|   | 3          | 11.162                    |            | 8          | 14.771                    |
|   | 4          | 10.525                    |            | 9          | 10.525                    |



## 6.6 Análisis de resultados.

Como ya se explicó anteriormente, los ciclos de operación fueron efectuados con diferentes condiciones en sus etapas (tiempos de llenado, aireación, agitación y sedimentación), con la intención de lograr la máxima remoción posible de contaminantes. Conforme se obtuvo más y más información sobre los sistemas de lodos activados y, en particular, sobre el SBR, se fueron modificando los tiempos de cada etapa, así como sus condiciones.

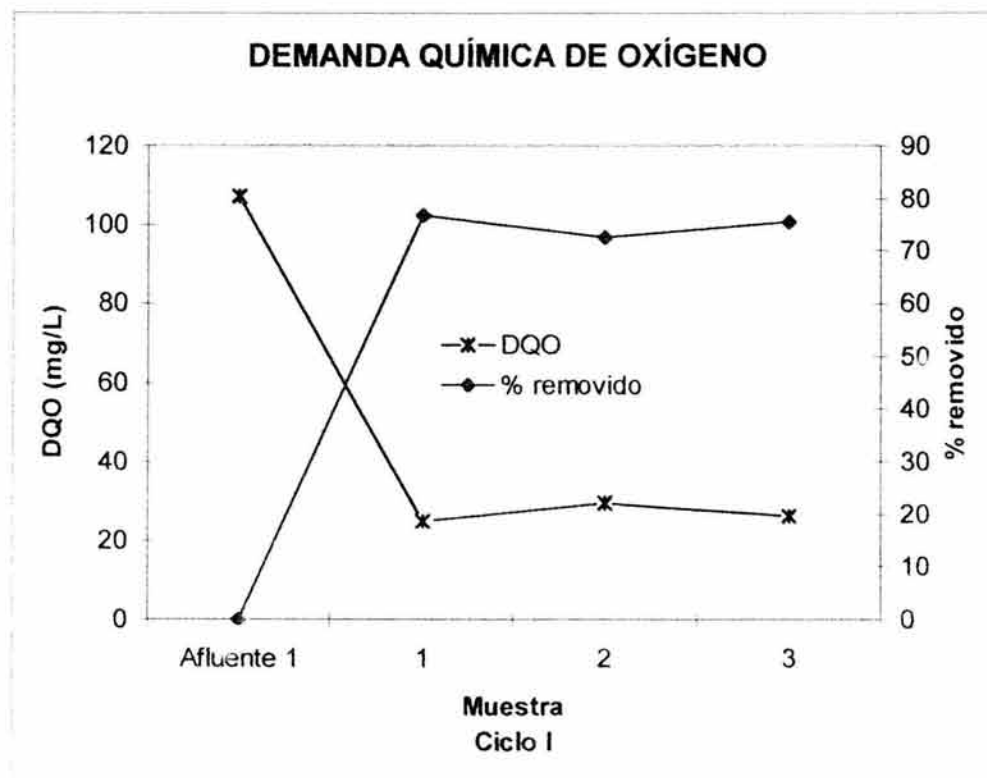
Lo primero que se analizará son los porcentajes de remoción de cada parámetro durante cada uno de los ciclos de operación. Este porcentaje será definido como sigue:

$$\% \text{ de remoción} = \frac{(\text{Valor} \cdot \text{del} \cdot \text{afluente} - \text{Valor} \cdot \text{del} \cdot \text{efluente}) \times 100.00}{\text{Valor} \cdot \text{del} \cdot \text{afluente}} \quad [=] \%$$

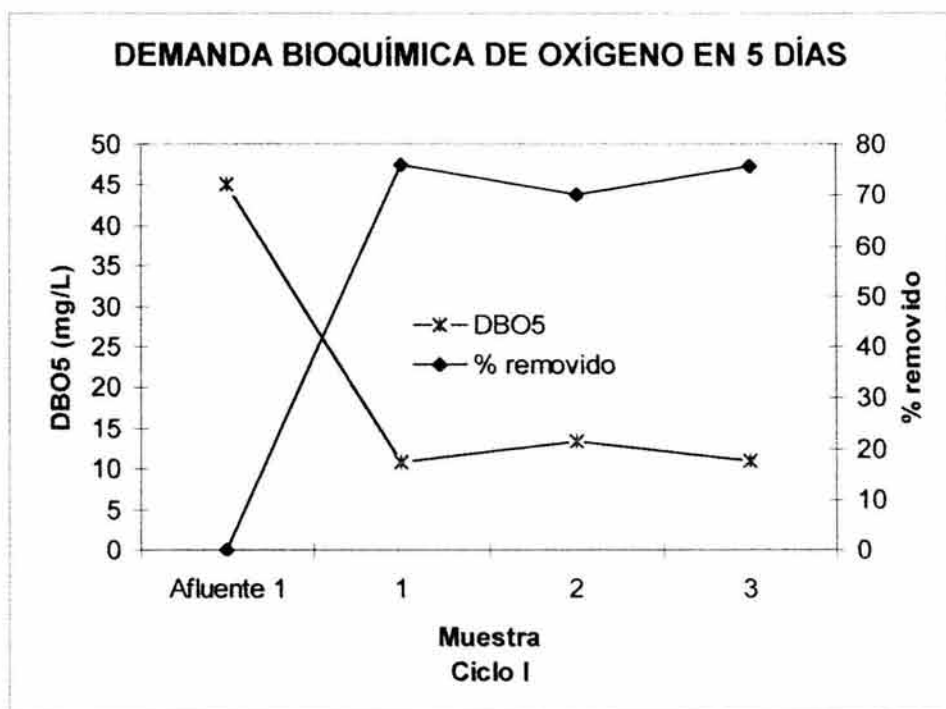
Aquí se ve que todos los porcentajes de remoción estarán referidos al valor del parámetro en el afluente.

- Para el ciclo I se tiene:

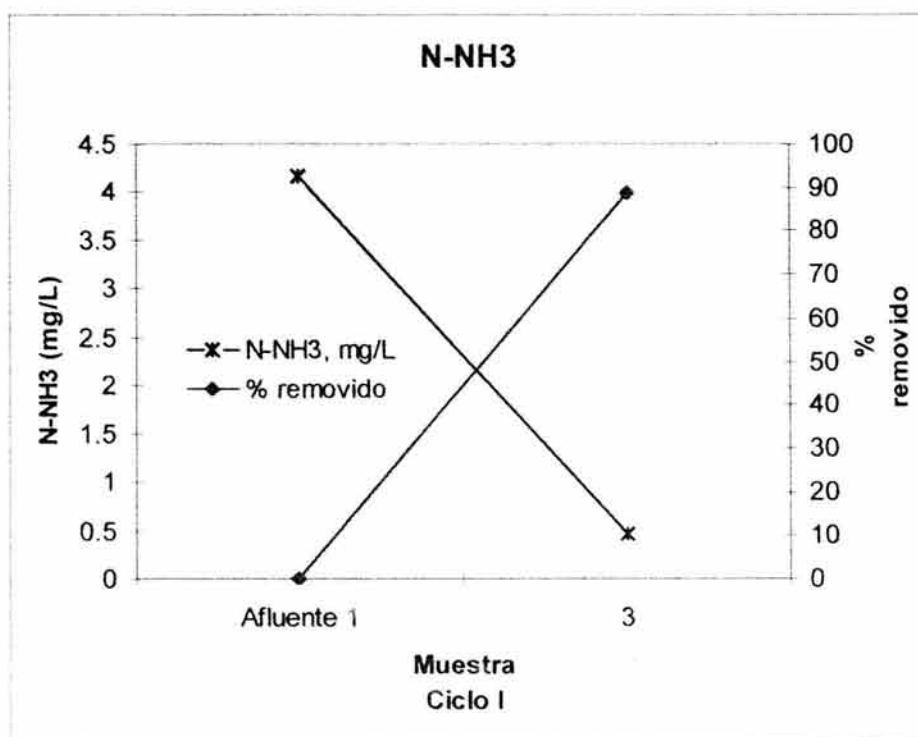
a) Demanda química de oxígeno:



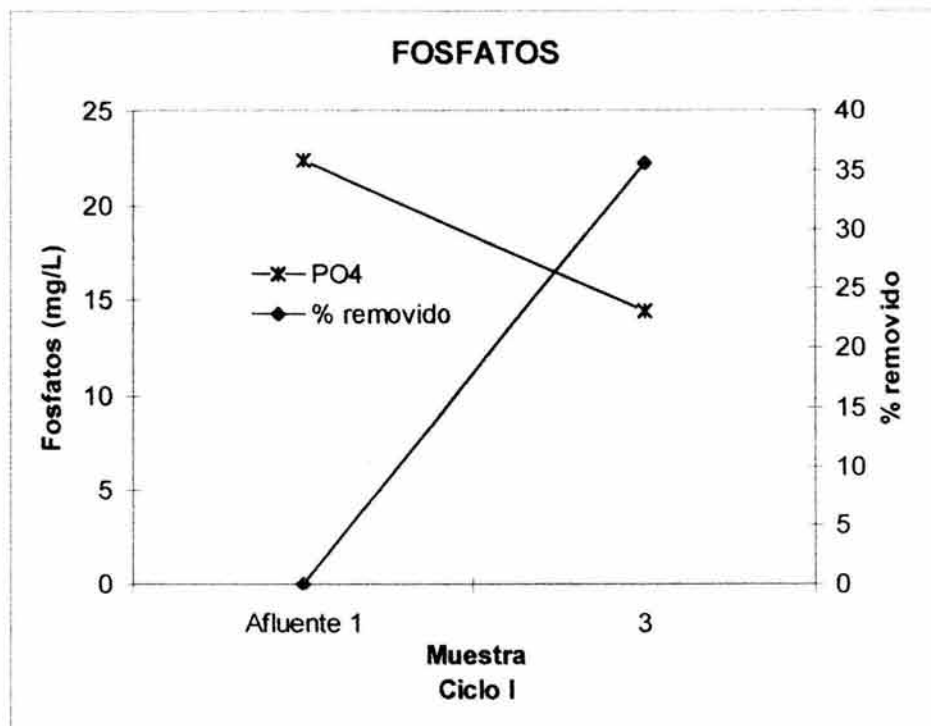
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:

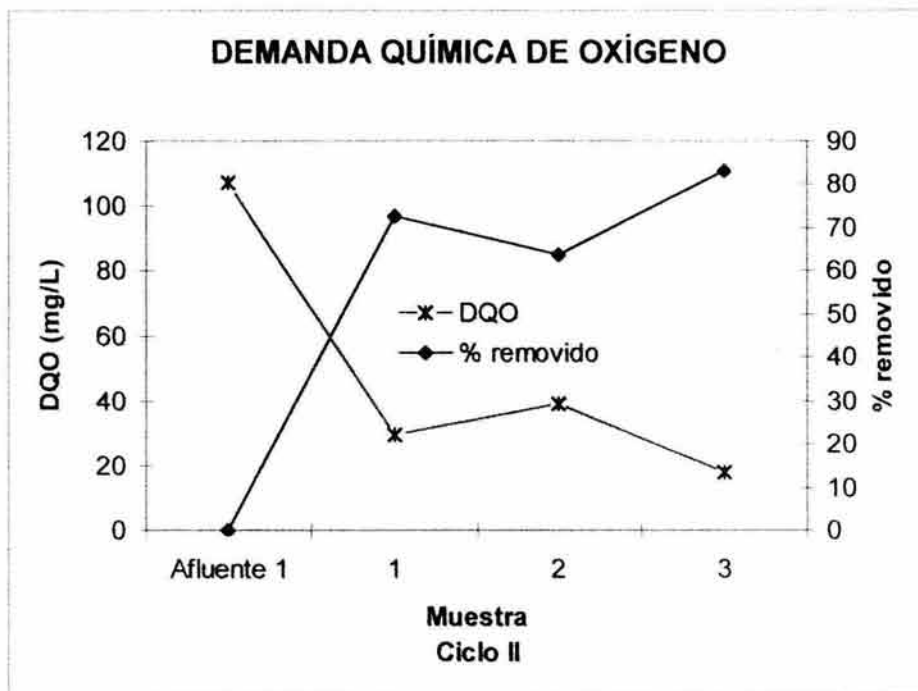


Este ciclo fue operado de la siguiente manera: El llenado duró 1 ½ horas, sin aire ni mezclado; la reacción requirió 6 ½ horas, todas ellas con agitación y suministro de aire. Se dio entonces la sedimentación durante 2 horas, el vaciado en 1 ½ horas y ½ hora de tiempo inactivo.

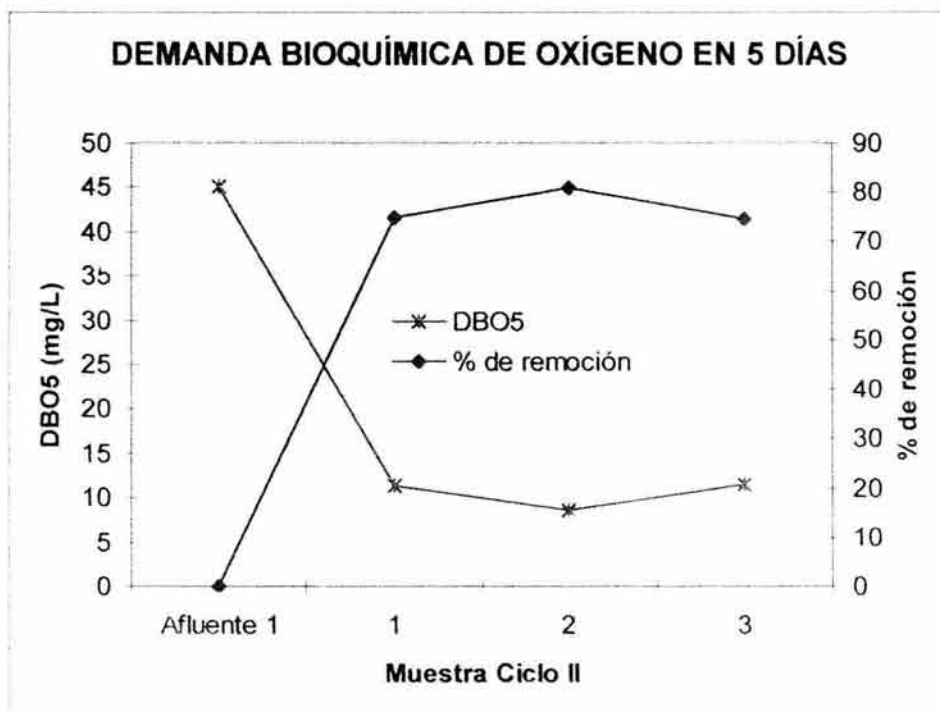
En este ciclo, se presentó uniformidad en las remociones de DQO, con valores que oscilaron en 75 %. La DBO<sub>5</sub> se comportó de manera similar, pero su variación fue algo mayor. De nitrógeno amoniacal y fosfatos si se tuvo eliminación, pero sólo fue posible analizar una muestra, con lo que no se puede hablar de la tendencia que podrían haber presentado.

- Para el ciclo II:

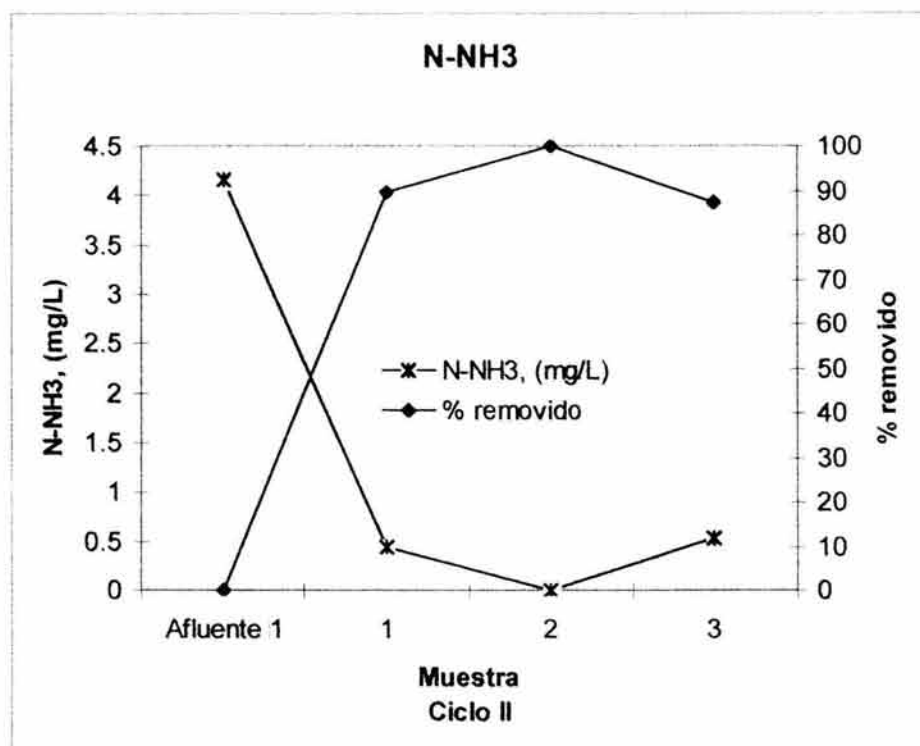
a) Demanda química de oxígeno:



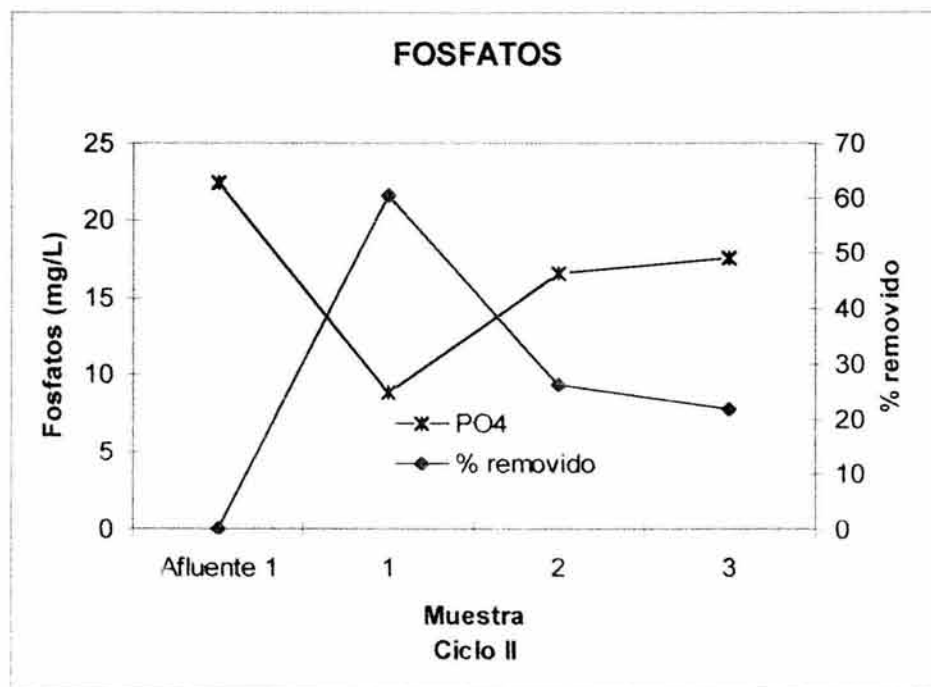
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:



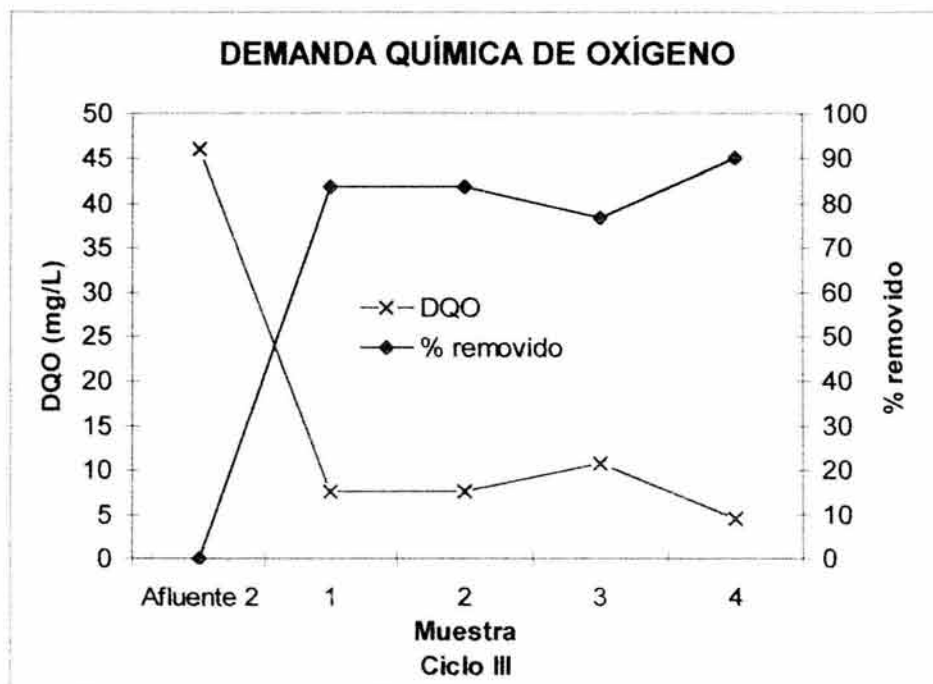
Este ciclo de operación tuvo 1 ½ horas para el llenado, sin suministro de aire ni agitación; 9 horas para la reacción, con agitación y oxigenación; 1 ½ horas para sedimentación; y 1 ½ para vaciado, con 10 ½ horas de tiempo inactivo.

Aquí, la DQO fue removida de modo regular; probablemente se tuvo una tendencia a remover cada vez más, aunque no se puede asegurar esto debido a la poca cantidad de muestras. La DBO<sub>5</sub> fue eliminada en más de 70 %, de una manera casi constante. El nitrógeno amoniacal fue removido en más de 85 %, pero no en cantidades constantes entre los efluentes. En tanto, los fosfatos fueron removidos en casi 60 % en el primer efluente, pero en los dos siguientes fue retirado en poco más del 20 %.

En este ciclo se ve que requieren más efluentes para poder tener confianza en la tendencia y en los valores medios obtenidos de cada uno de los parámetros.

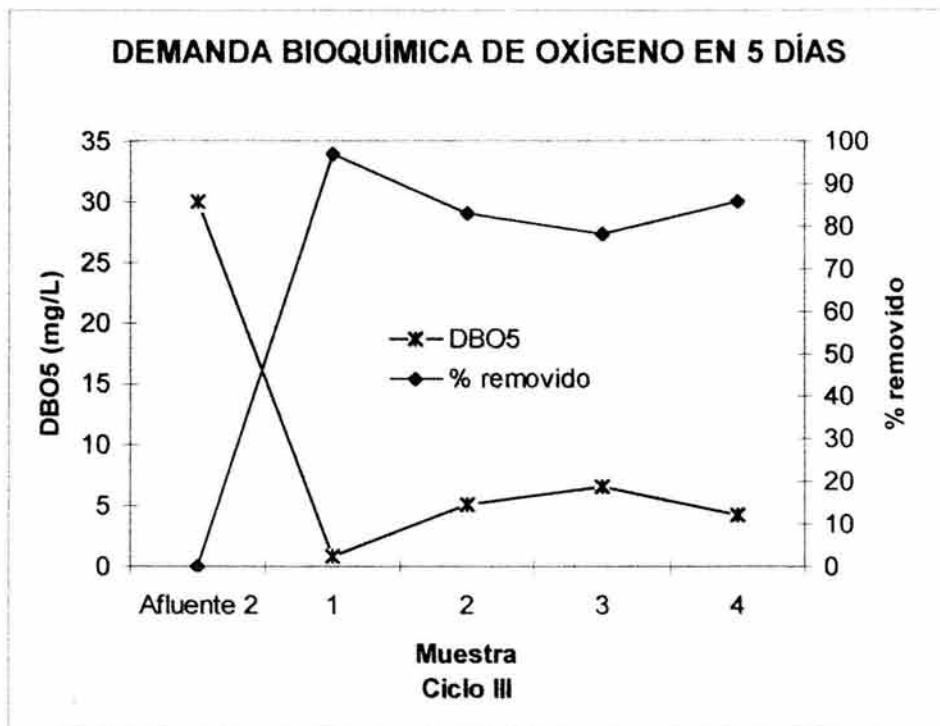
- Ciclo III:

- a) Demanda química de oxígeno:

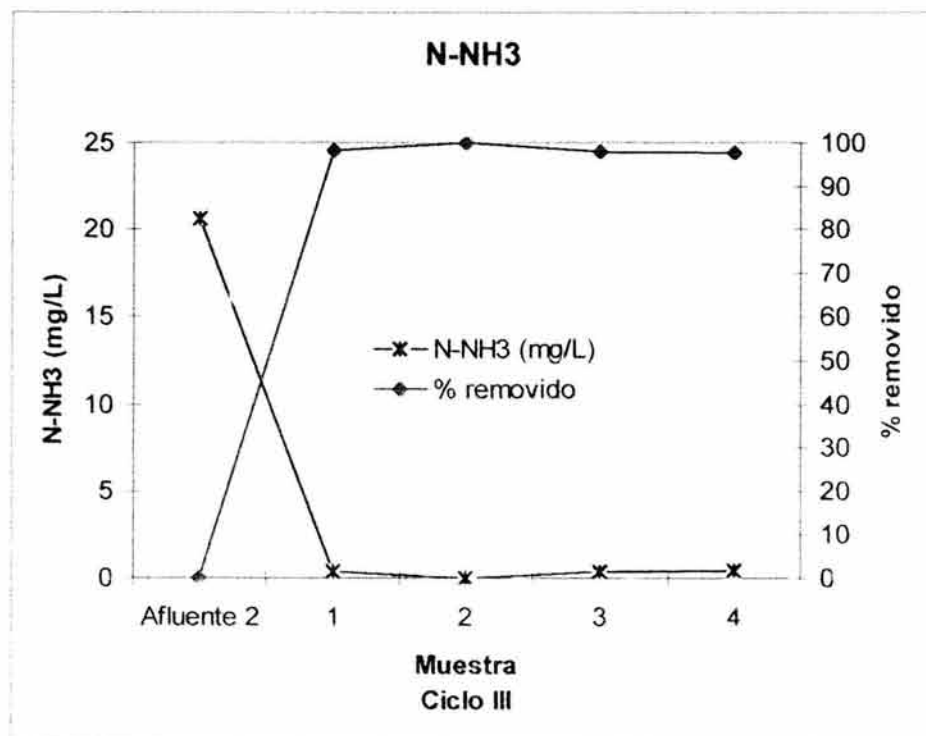




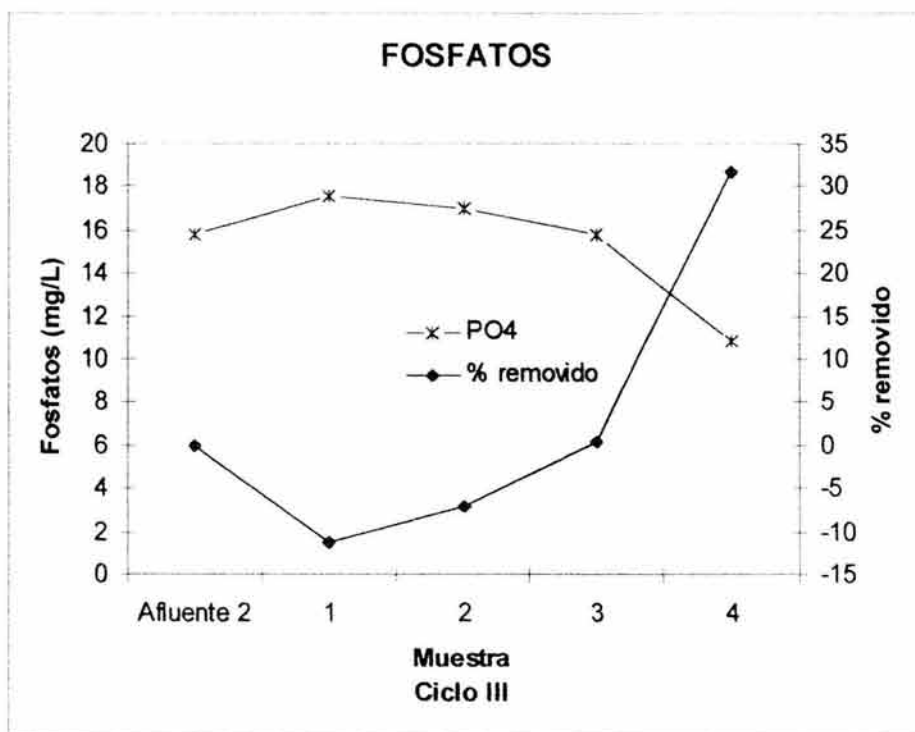
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:



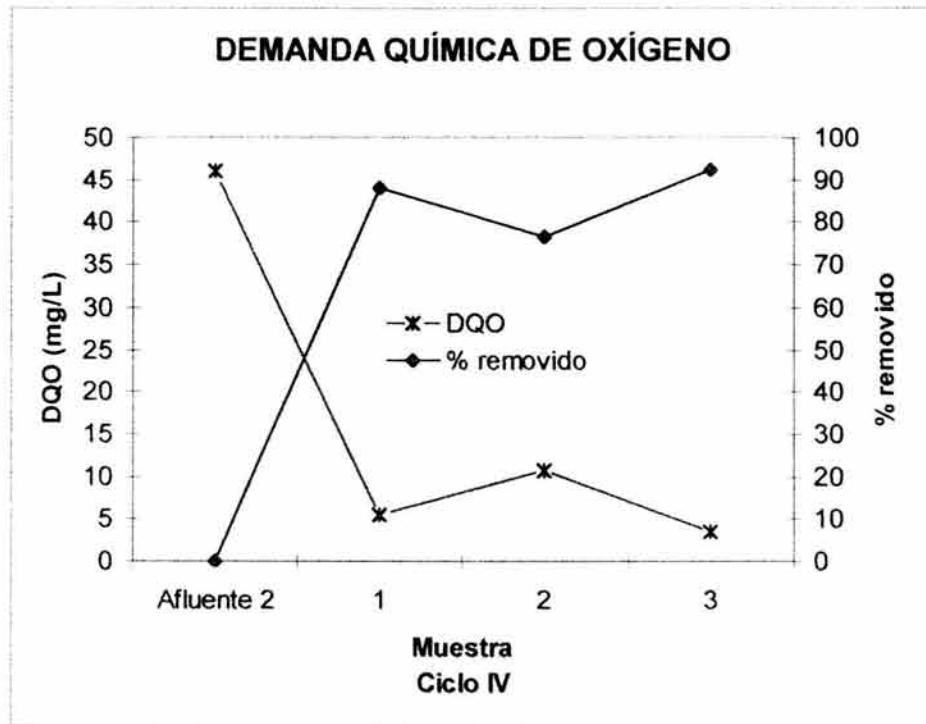
Este ciclo operó con un llenado de 3 horas. La primera mitad no contó con aire ni con agitación, mientras que la segunda si los incluyó; el periodo de reacción fue de 10 horas, con aire y agitación en las primeras 8 y sin estos las dos últimas horas. La sedimentación fue de 2 horas, el vaciado de 1 ½ y el tiempo inactivo de 7 ½ horas.

La gráfica correspondiente a DQO mostró que el sistema tendía a remover más *demanda química de oxígeno* en el último día. Probablemente con más días de operación de este ciclo la remoción promedio habría sido mayor. En cuanto a la DBO<sub>5</sub> se ve algo contrario a lo anterior: el primer día se tuvo una eliminación alta, pero en los dos siguientes fue cada vez menor; sólo en el tercer día se incrementó ligeramente. La eliminación de nitrógeno amoniacal fue excelente, con valores altos para todos los efluentes. Sin embargo, la cantidad de fosfatos se comportó igual que la DBO<sub>5</sub>, aunque con porcentajes de eliminación inferiores (y con una ganancia respecto al afluente)

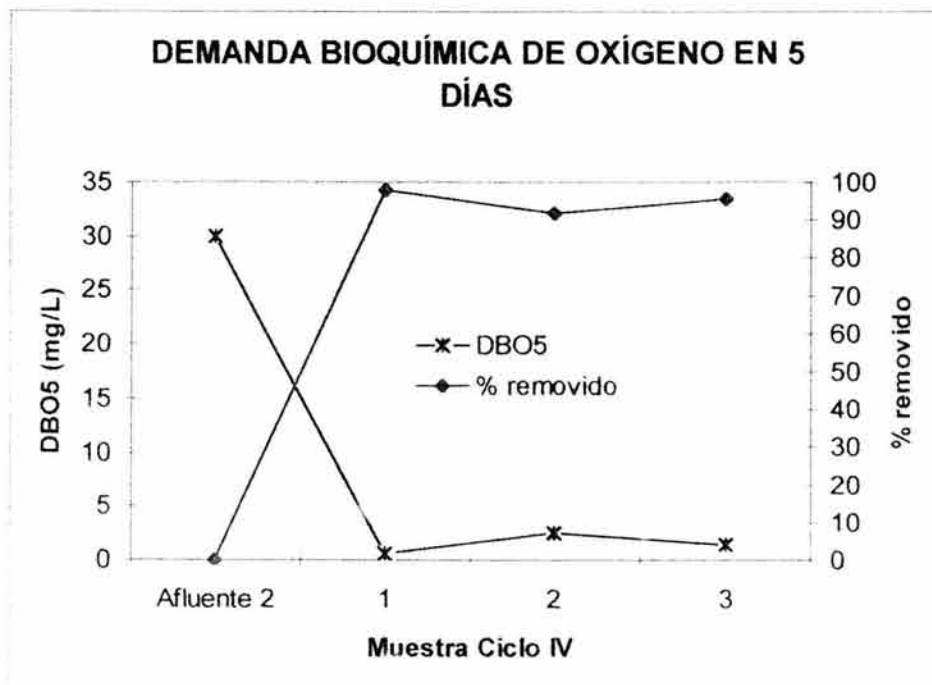
De esta forma, se ve que el ciclo fue algo inestable respecto a la eliminación de DBO<sub>5</sub> y de fosfatos, dos parámetros muy importantes tanto en el proceso de eutrificación como en el de tratamiento de aguas. Por tanto, un mayor tiempo de operación de este ciclo habría sido recomendable.

- Ciclo IV:

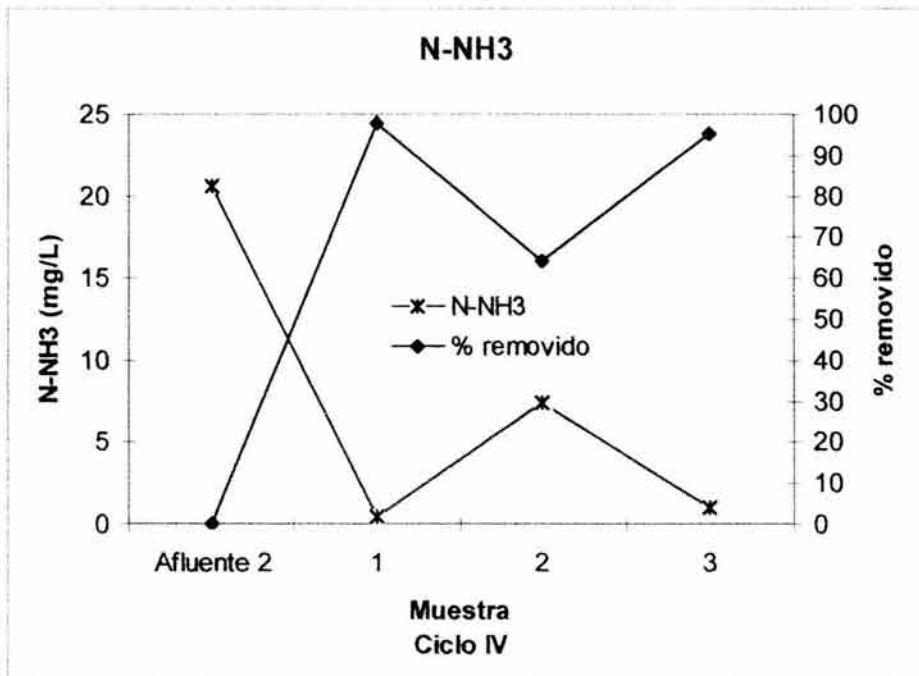
a) Demanda química de oxígeno:



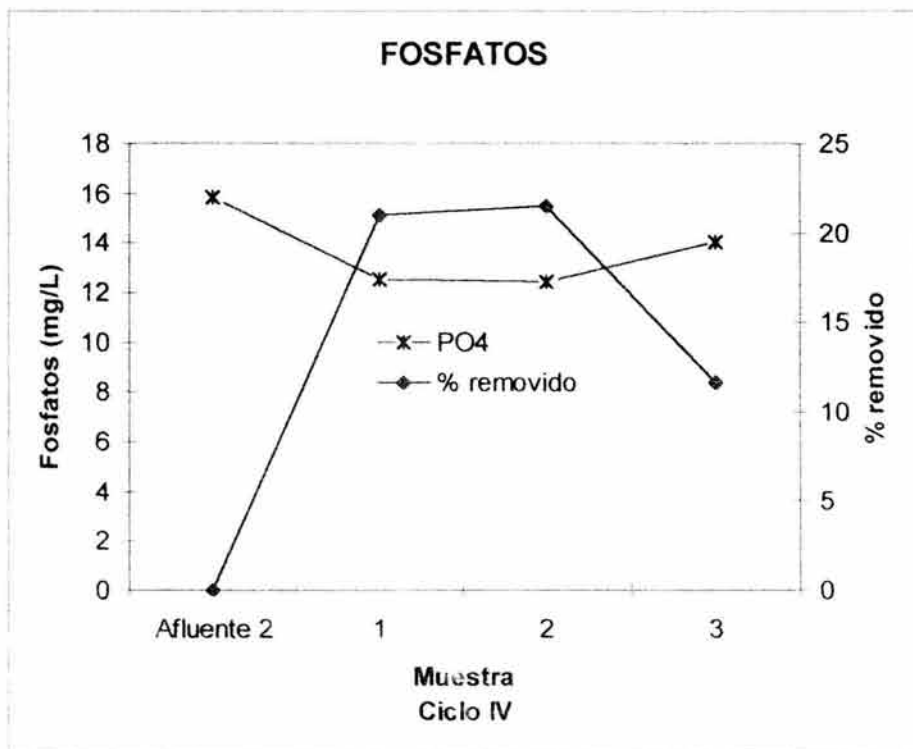
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:

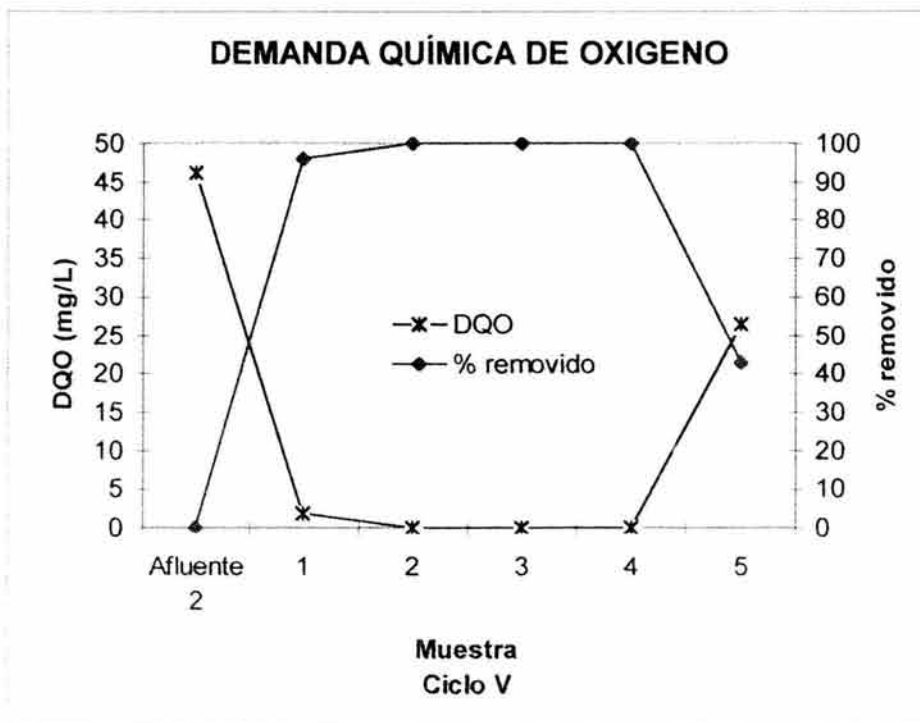


Este ciclo trabajó con un llenado de 3 horas, de las cuales la segunda mitad contó con aire y con agitación. La reacción se efectuó en 10 horas, todas ellas con aire, y sólo ocho con agitación. La sedimentación duró 2 horas, el vaciado 1 ½ y el periodo de inactividad 7 ½ horas.

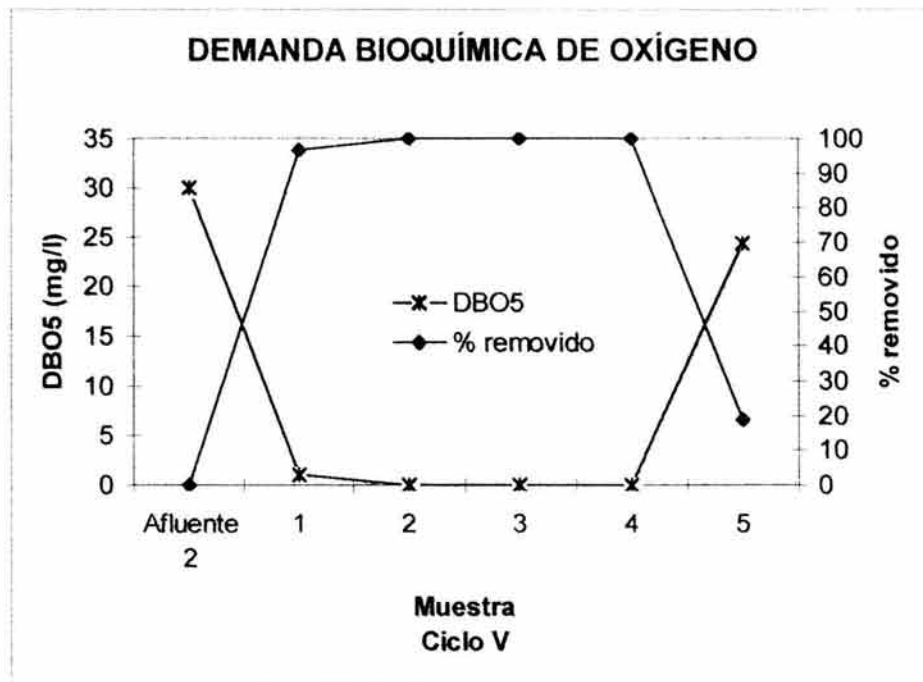
Para este ciclo, la DQO fue removida en más de un 80 % en el primer día, después descendió un poco la remoción, para luego incrementarse en el tercer y último día de operación. El rango de remociones no es muy grande (de 76.6 a 92 %), pero el número de muestras tampoco lo es. Para la DBO<sub>5</sub> y el nitrógeno amoniacal se tiene un comportamiento similar; sólo el rango de remociones es el que varía, siendo mayor en NH<sub>3</sub> y menor en DBO<sub>5</sub>. El comportamiento de la cantidad de fosfato en los efluentes fue diferente: las dos primeras muestras presentaron una tendencia hacia remociones mayores, mientras que la siguiente presentó una escasa purificación. Posiblemente un mayor número de muestras habría permitido obtener un valor promedio con una desviación menor hacia los otros datos.

- Ciclo V:

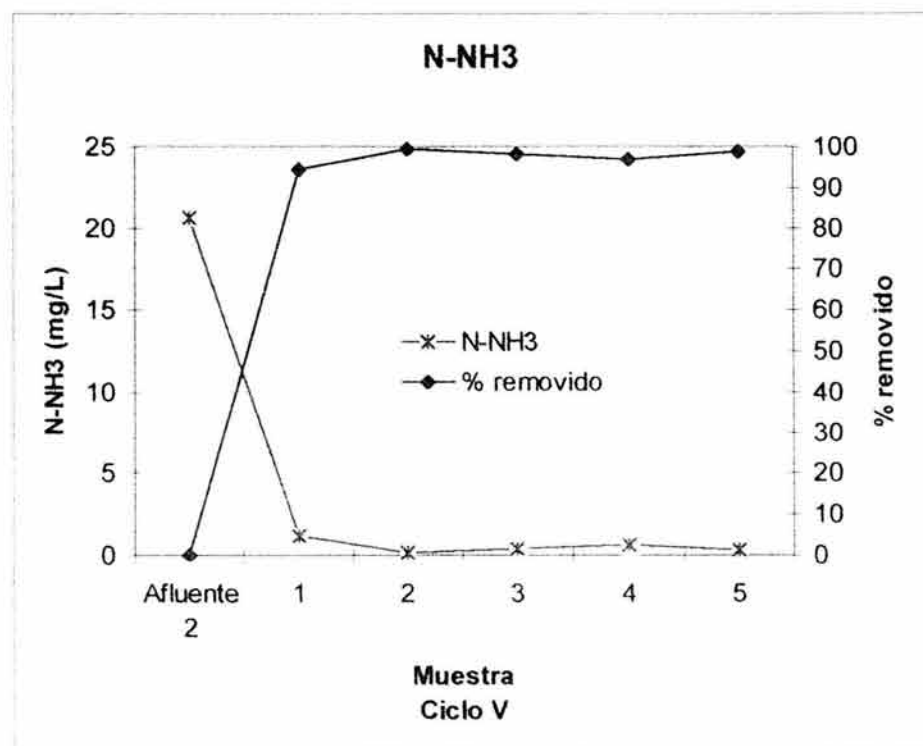
- a) Demanda química de oxígeno:



b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:

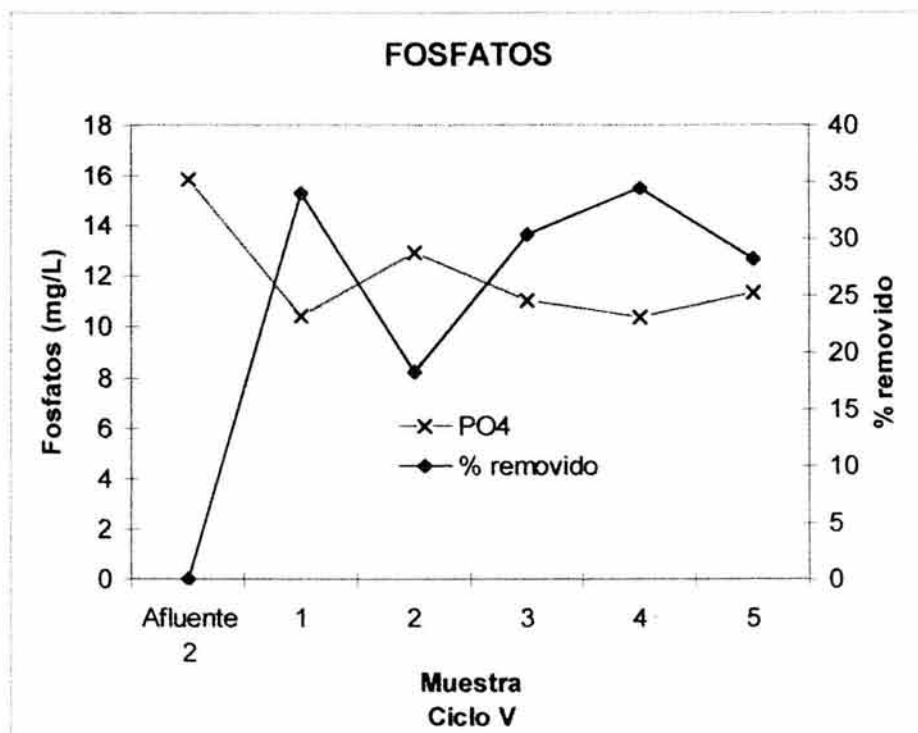


c) Nitrógeno amoniacal:





d) Fosfatos:

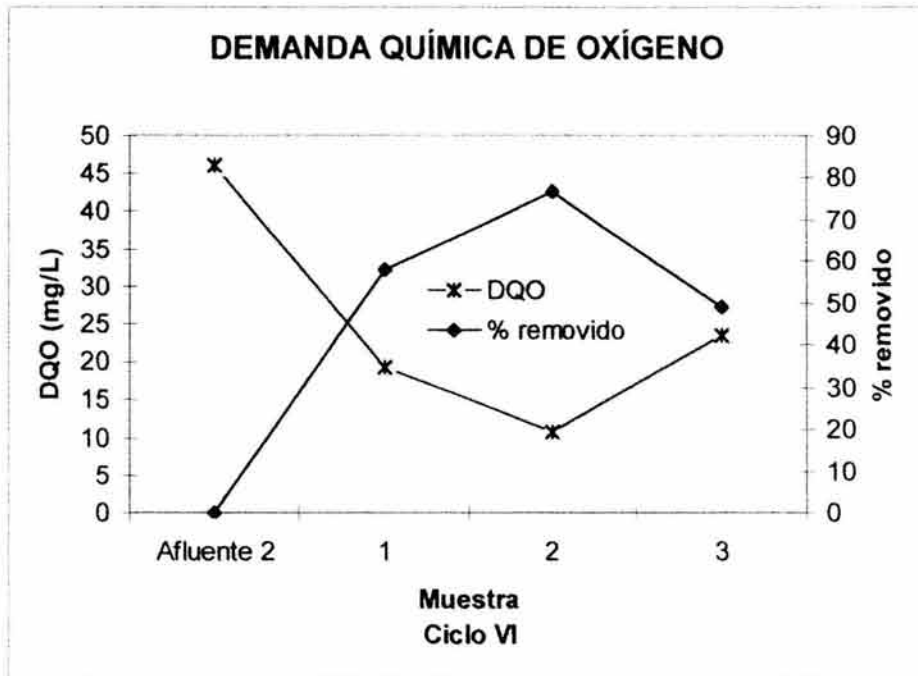


Este ciclo operó como sigue: Llenado en 2 horas, sin aire ni agitación; reacción de 6 ½ horas, con aire y agitación; sedimentación de 2 horas y descarga en 1 ½ horas.

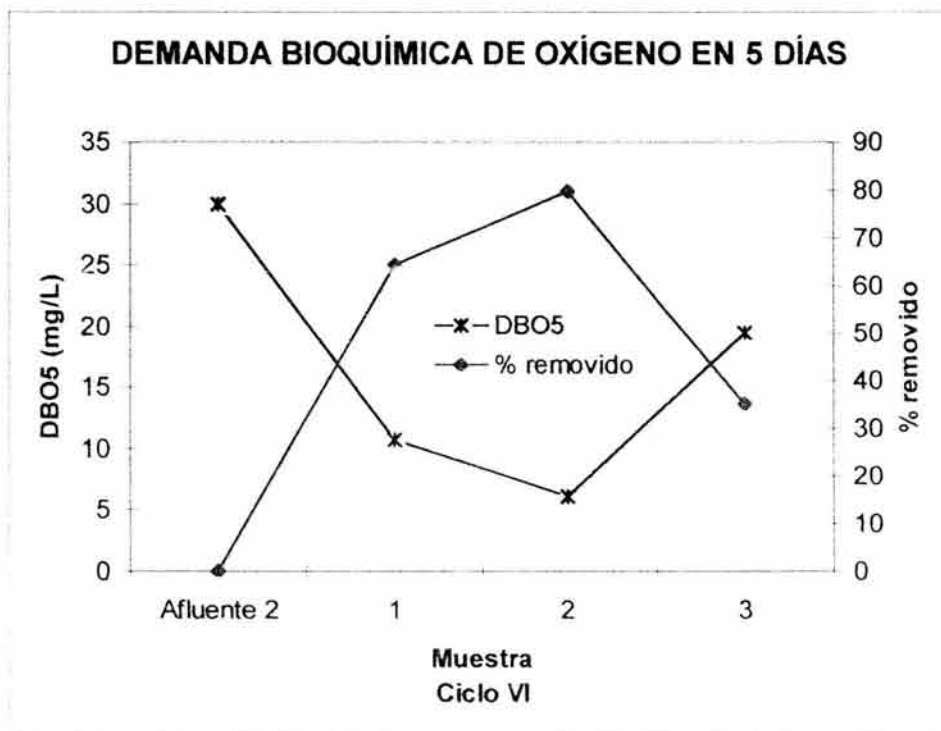
Para éste, la eliminación de DQO mostró ser elevada para las cuatro primeras muestras (casi 100 % en todas); solamente la última descarga presentó una reducción muy pequeña. Para la DBO<sub>5</sub> se tuvo el mismo comportamiento, aunque en la quinta muestra se tuvo una reducción mayor en el porcentaje de remoción logrado (hasta 18.74 %). Para el nitrógeno amoniacal se tuvieron excelentes remociones (todas ellas mayores al 90 %), sin variaciones notables entre ellas; en tanto, los fosfatos fueron eliminados en un porcentaje promedio medianamente bueno (del 29.06 %), con excepción en la muestra 2, la cual presentó una depuración menor. La variación de los datos es, contando la muestra 2, amplia. Sin embargo, los demás datos exhiben cambios menores.

- Ciclo VI:

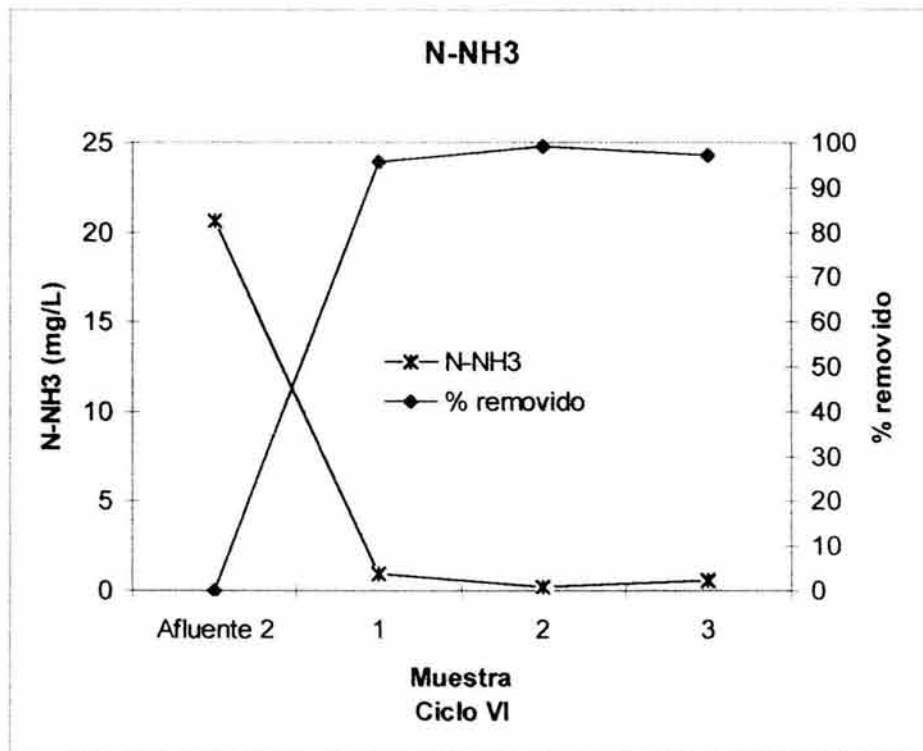
a) Demanda química de oxígeno:



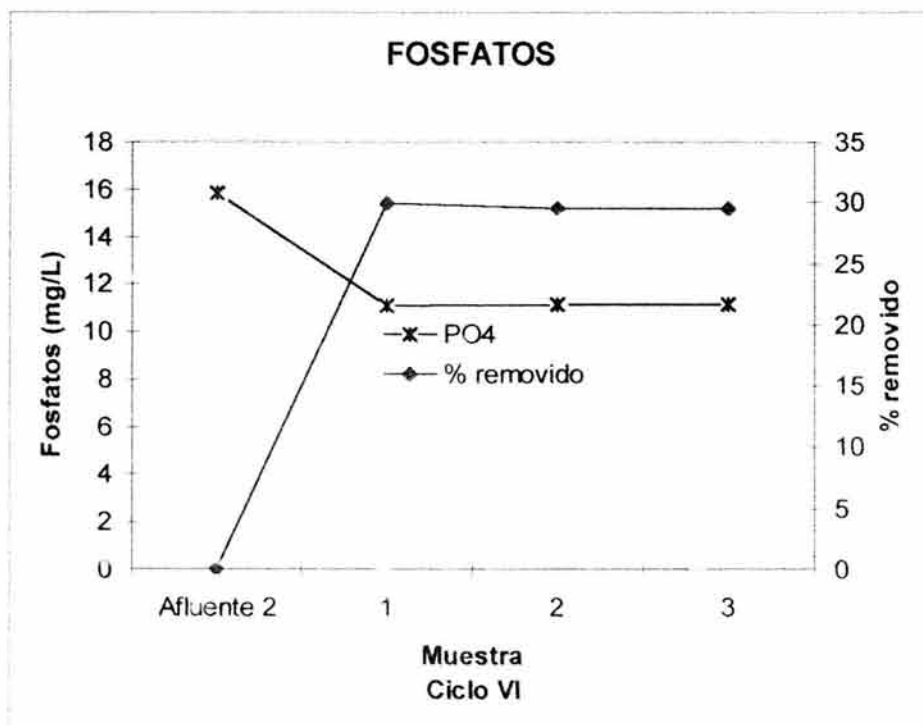
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:

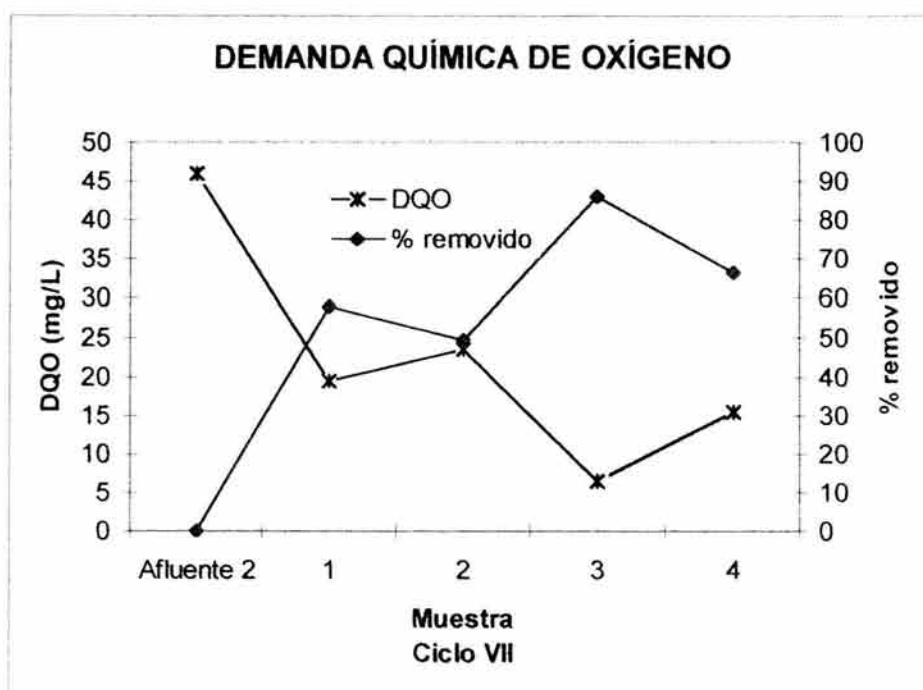


Este ciclo tuvo las siguientes características: Llenado de 2 horas, sin aire y con agitación; reacción de 6 ½ horas, con aeración y agitación; sedimentación de 2 horas; vaciado de 1 ½ horas, y sin tiempos inactivos.

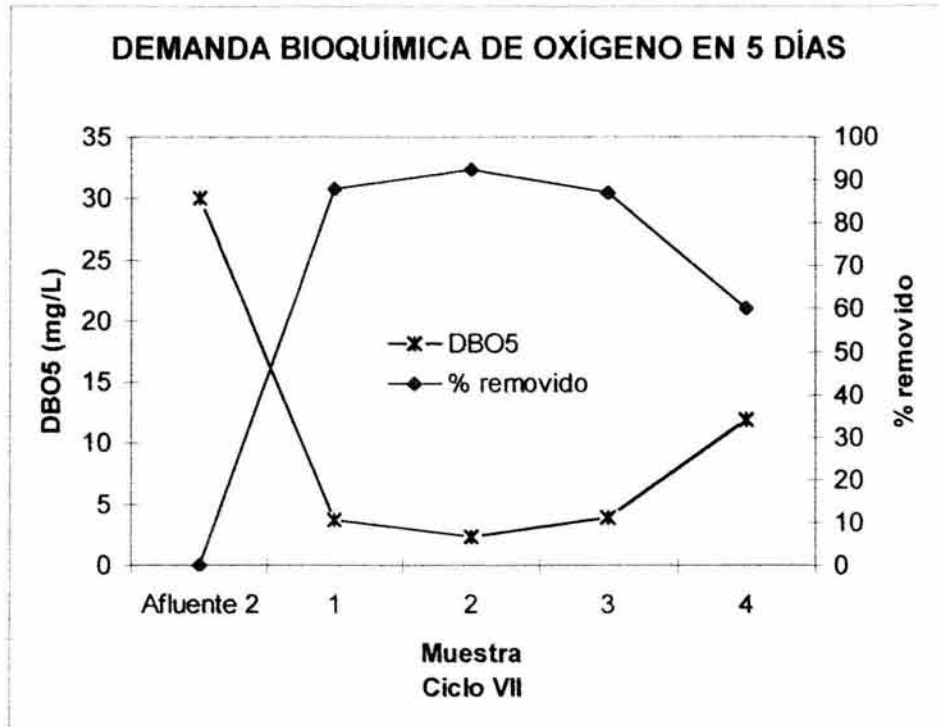
Aquí la eliminación de DQO fue ascendente para las dos primeras muestras, pero descendió rápidamente en la última. La DBO<sub>5</sub> se portó de manera similar, pero la reducción del porcentaje de remoción para la tercer muestra fue más drástica que en el caso de la DQO. El nitrógeno amoniacal fue removido excelentemente en todos los efluentes, con una ligera disminución en su eliminación en el último de ellos; el PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> fue removido uniformemente durante todo el ciclo, en un porcentaje adecuado.

- Ciclo VII:

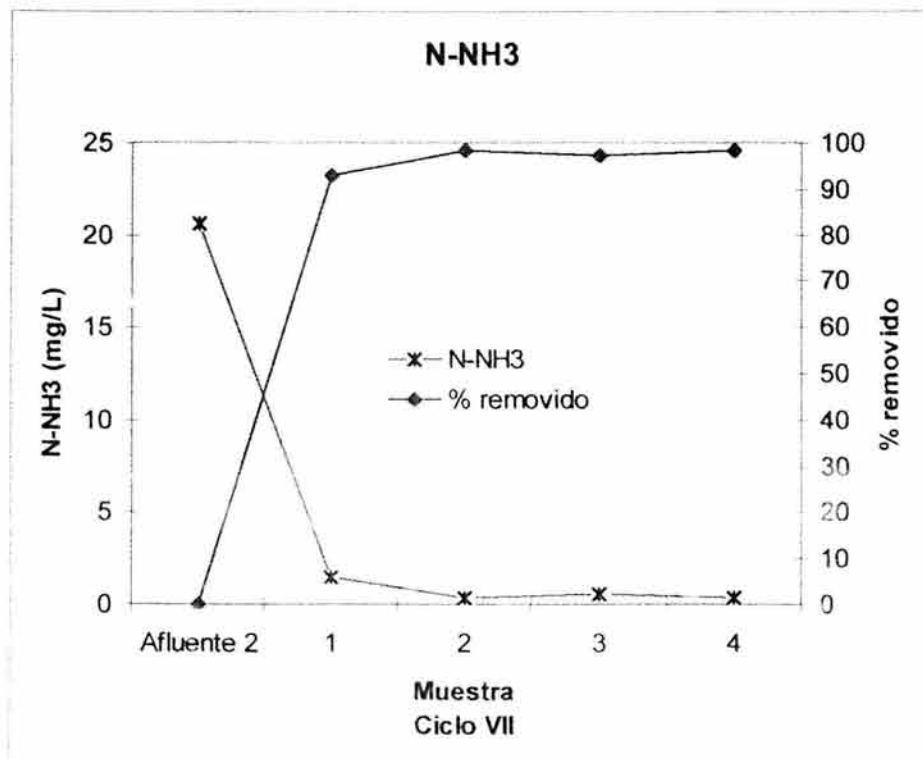
- a) Demanda química de oxígeno:



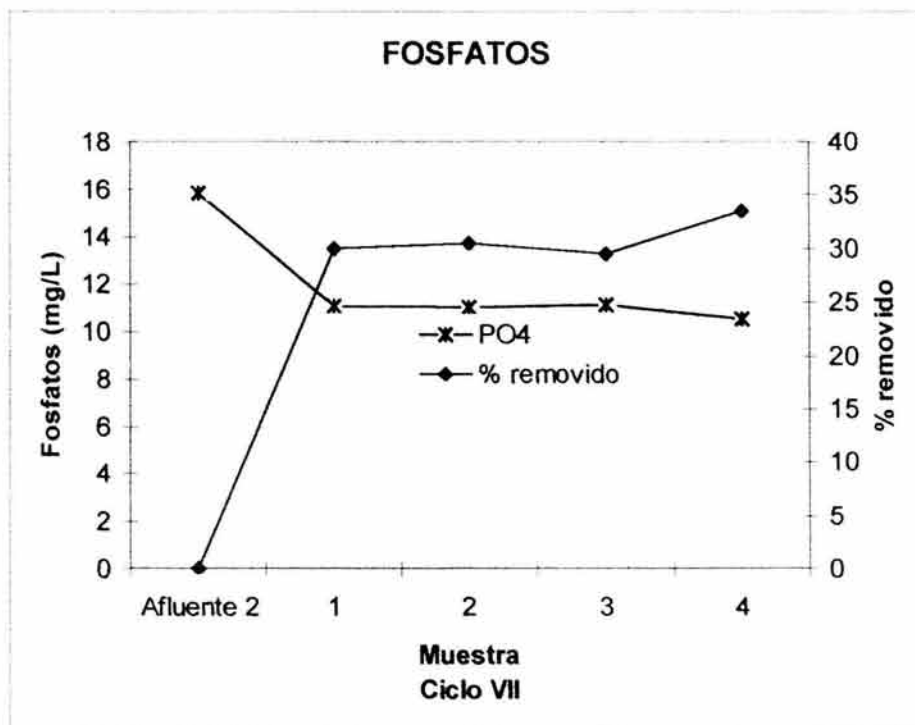
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:



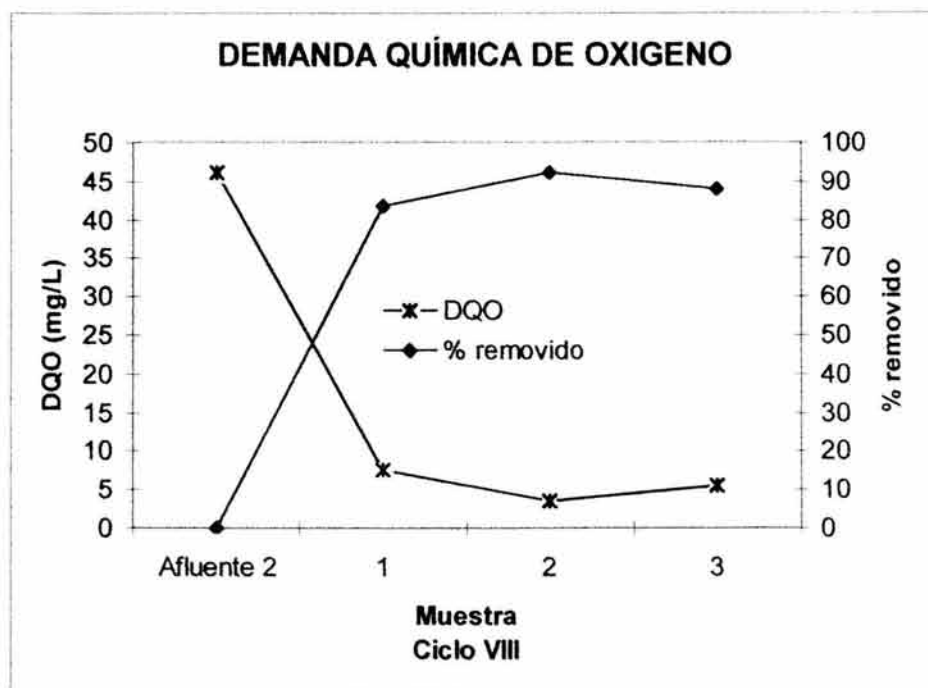
Este ciclo consistió en 2 horas de llenado, sólo con agitación; 4 ½ horas de reacción, con agitación y aeración; 4 horas para sedimentación, 1/3 hora para vaciado y 7/6 como tiempo inactivo.

La DQO, en general, tuvo remociones que se incrementaban paulatinamente, aunque no de manera consecutiva. Sin embargo, la remoción máxima no excedió el 90 %, con una mínima de 49 %. La DBO<sub>5</sub> se comportó de manera similar en las tres primeras muestras, pero en la cuarta se removió mucho menos que en las otras. La eliminación de nitrógeno amoniacal fue muy buena; siempre mayor al 90 % y con la ligera tendencia a ir incrementándose a través de los días de operación. Los fosfatos fueron removidos de manera uniforme durante los tres primeros días, pero en el cuarto la depuración se mejoró. Probablemente con un mayor tiempo de operación se habrían obtenido datos con menor variación.

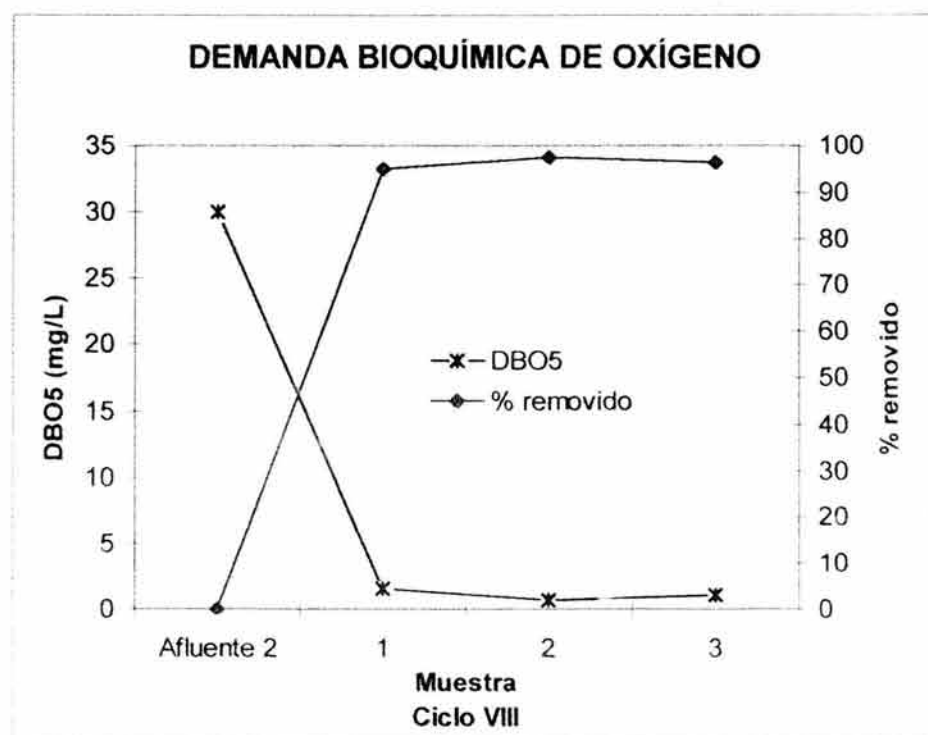


- Ciclo VIII:

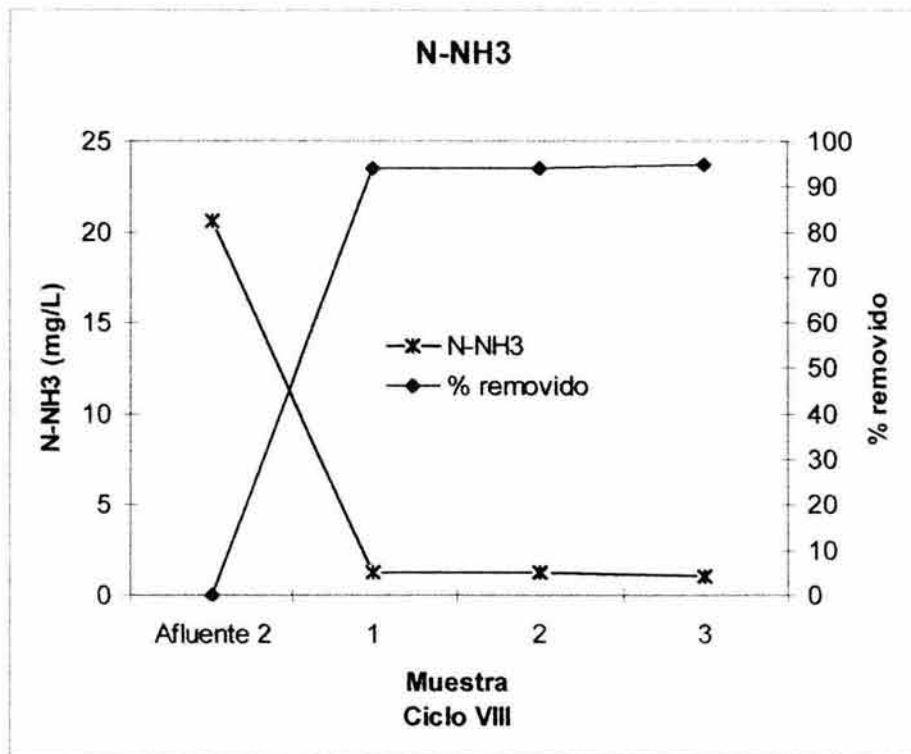
a) Demanda química de oxígeno:



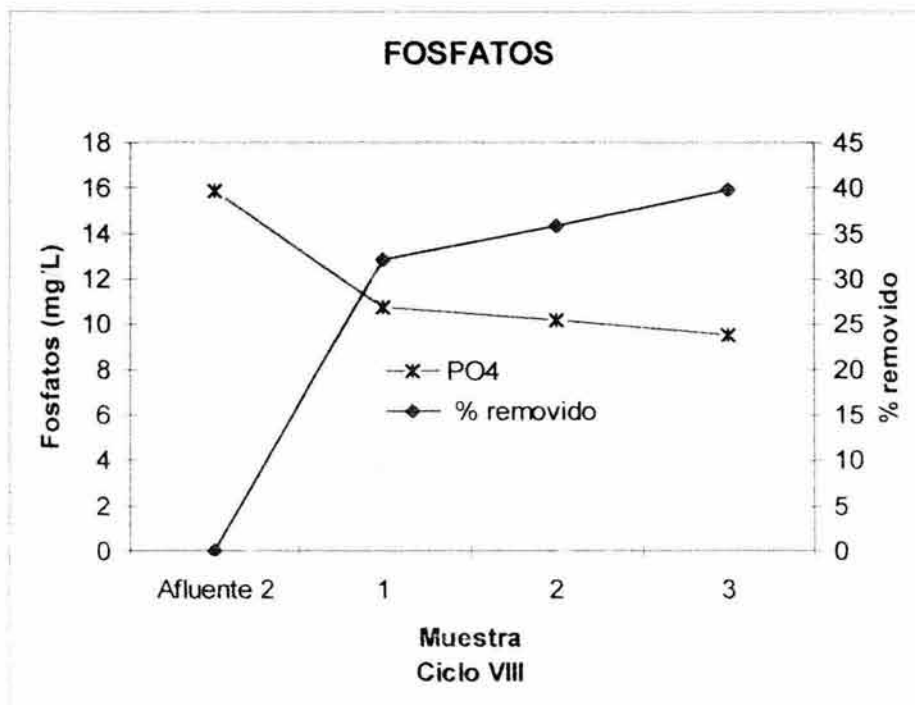
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:

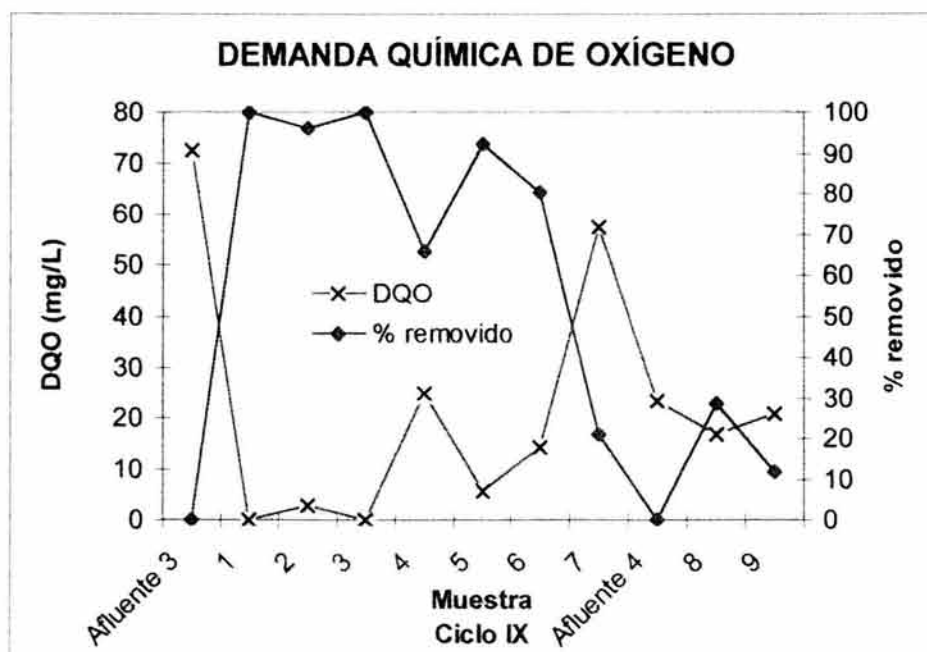


Este ciclo consistió de 2 horas de llenado, con aire y agitación sólo durante la segunda hora; 3 ½ horas de reacción, con aire y mezclado; 5 horas de sedimentación, 1/3 horas para el vaciado y 7/6 hora como tiempo inactivo.

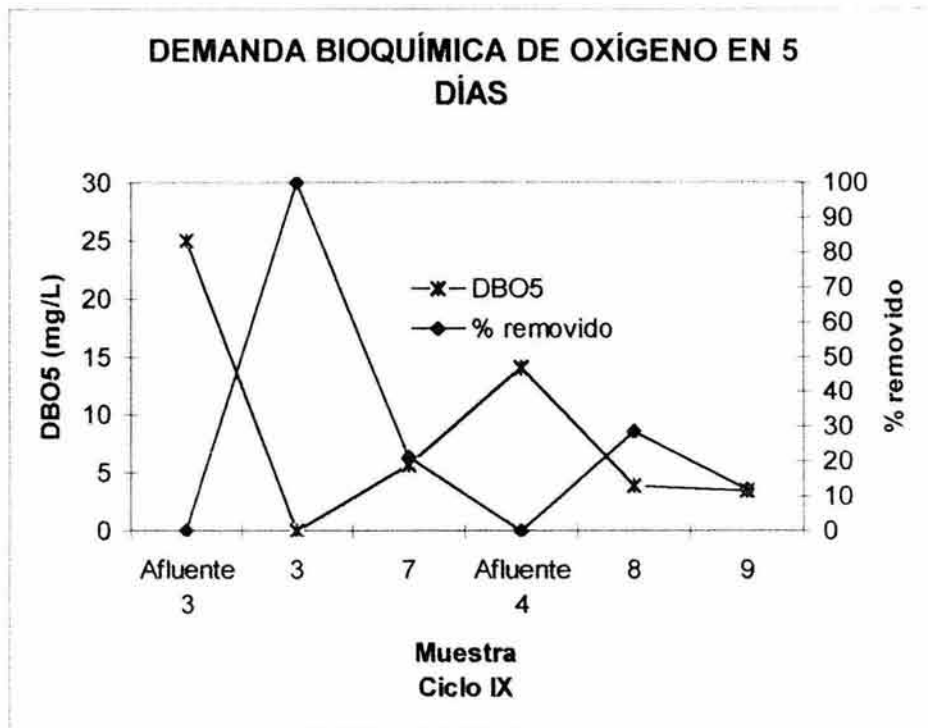
Aquí se vio que la DQO fue removida de buena forma, con porcentajes de remoción de entre 86 y 92 %. Las dos primeras muestras presentaban tendencia a incrementar la remoción, pero la última presentó una eliminación ligeramente menor. La DBO<sub>5</sub> fue eliminada en elevados porcentajes, en cantidad casi igual entre los efluentes. El nitrógeno amoniacal se removió siempre en porcentajes cercanos al 95 %, y los fosfatos se consumieron desde un 30 hasta casi un 40 %, de manera ascendente cada día.

- Ciclo IX:

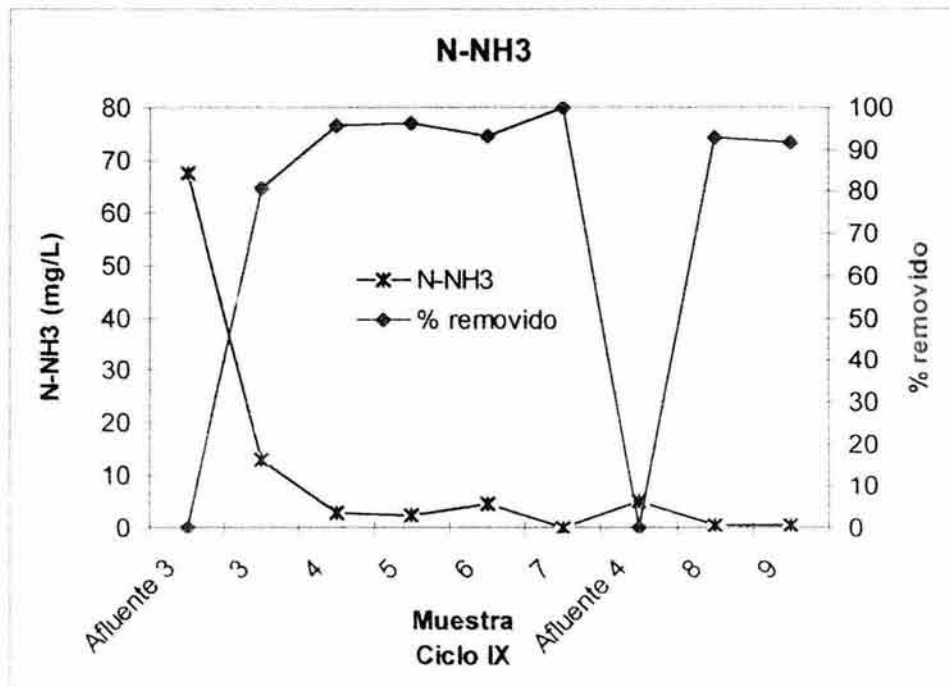
- a) Demanda química de oxígeno:



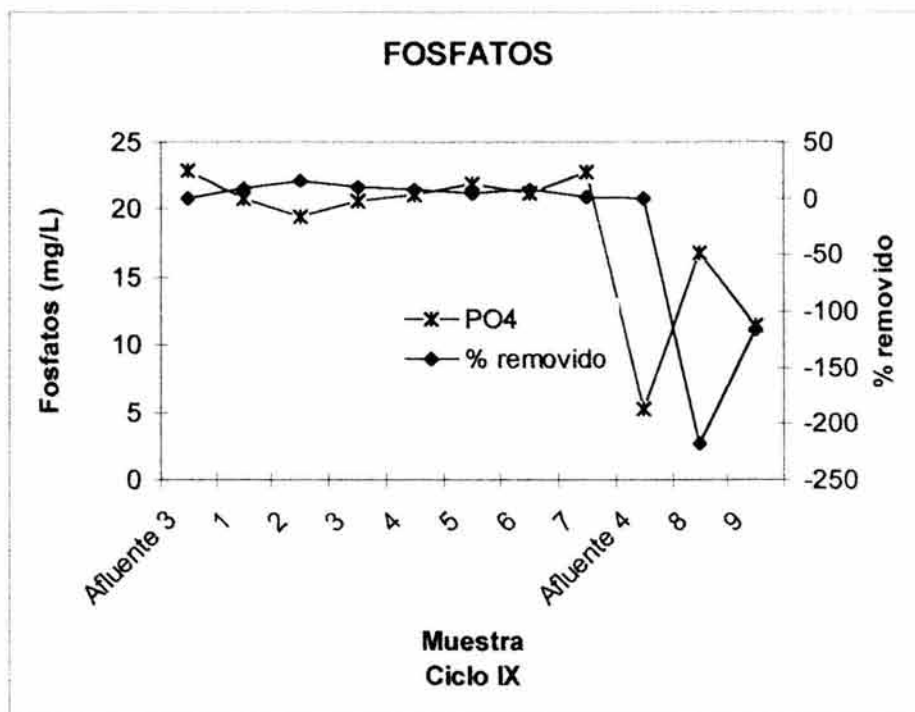
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:



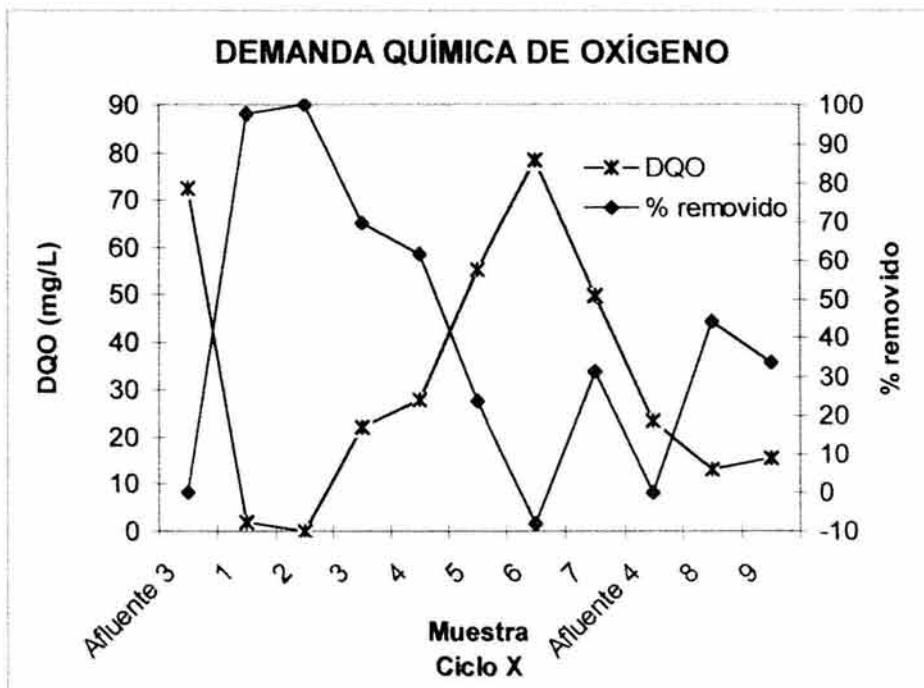
El ciclo operó como sigue: El reactor se llenó en 1 ½ horas, sin mezclado ni aeración; La reacción duró 7 horas, con mezcla y aire; la sedimentación requirió 2 horas, el vaciado 1/3 de hora y se tuvo tiempo muerto de 7/9 hora.

Este ciclo se trabajó ya por 2 semanas, incrementándose las muestras y la confianza en los valores medios obtenidos, pero fue necesario el culminarlo con el empleo de una tercera muestra de agua contaminada. Ello ocasionó que las remociones para las muestras 8 y 9 no fueron tan buenas como las anteriores, con excepción del nitrógeno amoniacal, cuyos porcentajes de eliminación antes y después del cambio de afluente fueron muy buenos.

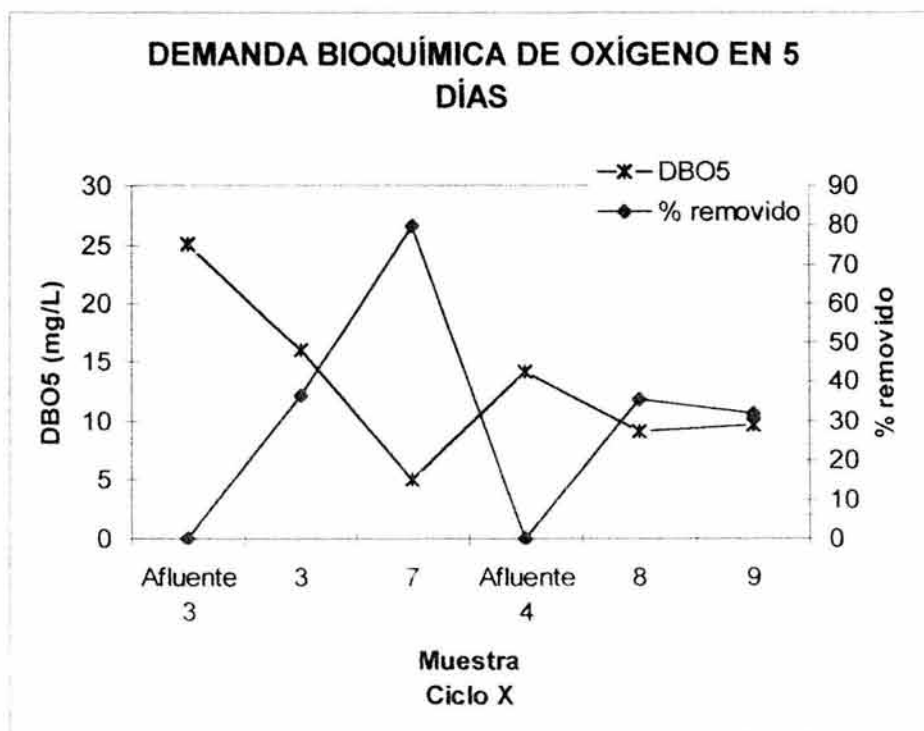
Aquí, la DQO se comportó muy singularmente: primero su remoción fue buena, pero en el 4º efluente no lo fue tanto; en los dos siguientes su valor mejoró, aunque nuevamente se dio una reducción, ahora mayor, en el porcentaje removido en la 7ª muestra. Fue en este momento que se cambió el afluente, y las dos siguientes muestras no fueron depuradas en más de 29 y 12 %, respectivamente. La DBO<sub>5</sub> fue removida bien del primer efluente, pero tras del segundo ya no; después del cambio de alimentación, se tuvo el mismo comportamiento. Esto posiblemente indique que el ciclo no es adecuado para efectuar una buena remoción de DBO. Como ya se mencionó, el nitrógeno amoniacal fue removida de muy buena forma, pero los fosfatos no lo fueron; su remoción varió entre 0.3 y 15.2 % antes del último afluente, y después de éste, ganó entre 118 y 16 % de fosfatos respecto al valor de la alimentación.

- Ciclo X:

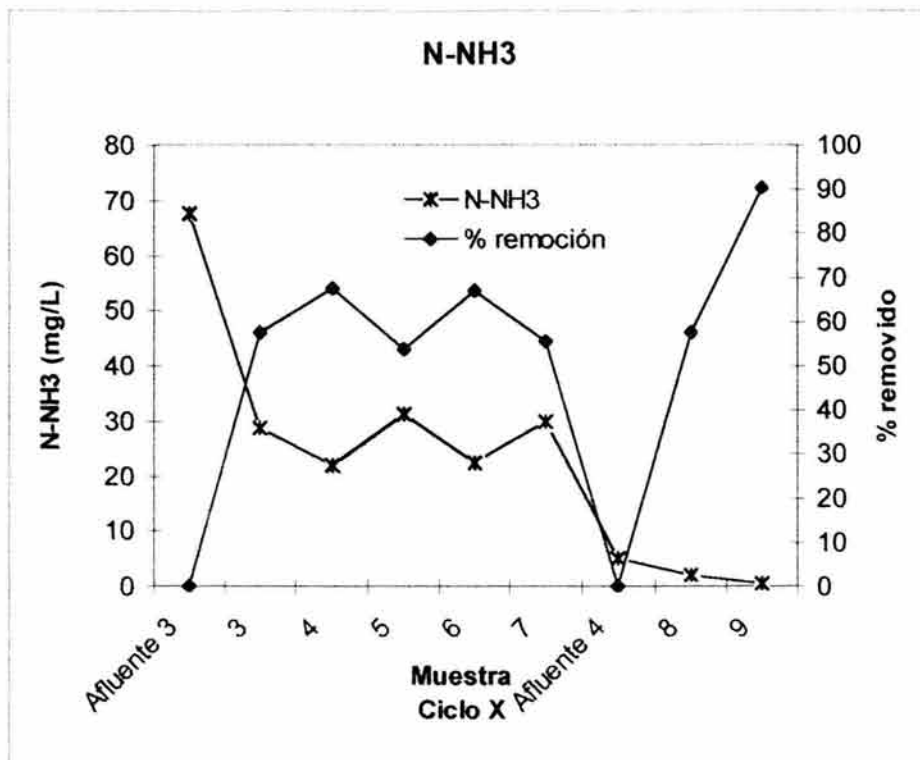
a) Demanda química de oxígeno:



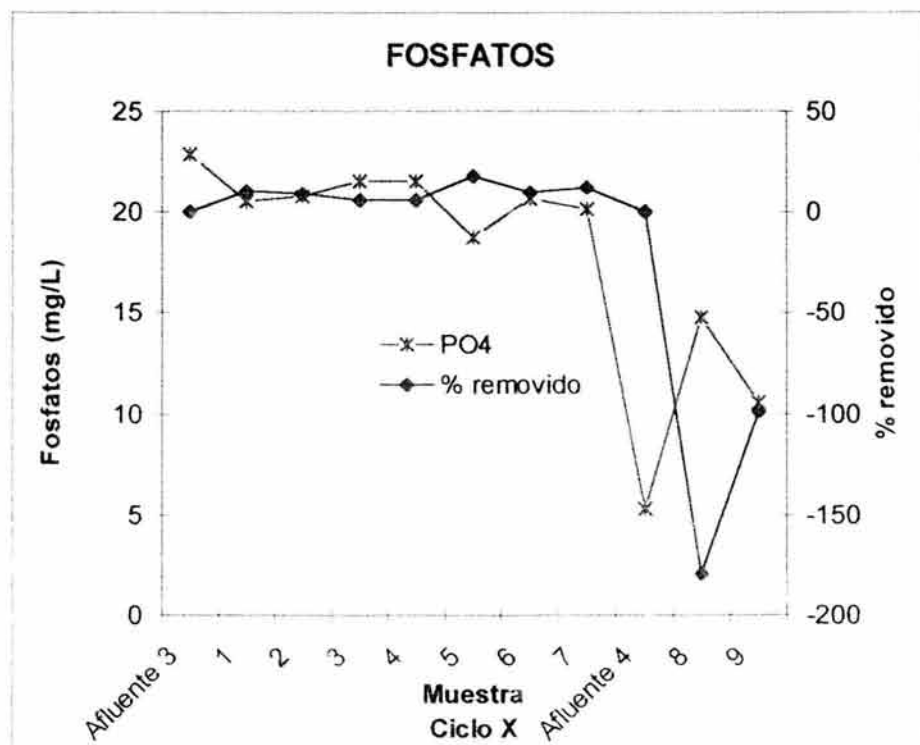
b) Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días:



c) Nitrógeno amoniacal:



d) Fosfatos:





Este ciclo trabajó con un llenado de 1 ½ horas, con aire y mezclado; La reacción se efectuó en 7 ½ hora, con aire y agitación durante la primera media hora y las últimas 2. La sedimentación fue de 1 ½ horas, el vaciado de 1/3 horas y el tiempo inactivo de 7/6 de hora.

En éste, las remociones fueron las peores de entre todos los ciclos efectuados: La DQO se removió bien sólo durante los primeros dos días de operación; luego, disminuyó gradualmente hasta llegar a ganar un 8 % de DQO respecto de su valor en el afluente. Tras del segundo afluente, se lograron remociones de 44 y 34 % escasamente. El nitrógeno amoniacal, removido en porcentajes medianamente elevados (e incluso elevados algunas veces) durante los anteriores ciclos, no fue bien eliminado durante este ciclo; antes del cambio de la alimentación, sus remociones oscilaron entre 53 y 67 % (sin una tendencia clara a ascender o descender), y después de éste, variaron entre 57 y 90 %, de manera ascendente. Los fosfatos no fueron eliminados en elevados porcentajes. Antes del cuarto afluente, su eliminación estuvo entre 5.8 y 18 %, mientras que después se tuvo una ganancia en la cantidad de  $\text{PO}_4^{3-}$  de hasta 79 %, respecto al valor de la alimentación.

Además, los gráficos anteriores muestran que, en general, hubo una remoción de los principales contaminantes de las aguas, en mayor o menor grado de acuerdo al ciclo efectuado.

A continuación, con base en los resultados y en los gráficos anteriores, se presenta una tabla comparativa entre las remociones efectuadas en cada ciclo.

| Comparación de las remociones de los 4 parámetros más importantes de acuerdo al ciclo. |           |                       |                       |                        |
|--|-----------|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| Ciclo  | Parámetro | % de remoción máximo. | % de remoción mínimo. | % de remoción promedio |
| I  | DQO       | 76.790                | 72.647                | 74.957                 |
|  | DBO5      | 75.827                | 70.144                | 73.861                 |
|  | N-NH3     | 88.724                | 88.724                | 88.724                 |
|  | PO4       | 35.680                | 35.680                | 35.680                 |
| II   | DQO       | 83.169                | 63.655                | 73.157                 |
|  | DBO5      | 80.821                | 74.806                | 76.767                 |
|  | N-NH3     | 100.000               | 87.220                | 92.232                 |
|  | PO4       | 60.308                | 21.787                | 36.101                 |
| III  | DQO       | 90.178                | 76.604                | 83.531                 |
|  | DBO5      | 97.098                | 78.141                | 86.049                 |
|  | N-NH3     | 100.000               | 97.721                | 98.519                 |
|  | PO4       | 31.738                | -11.175               | 3.464                  |
| IV   | DQO       | 92.224                | 76.603                | 85.633                 |
|  | DBO5      | 98.010                | 91.617                | 95.007                 |
|  | N-NH3     | 97.721                | 64.286                | 85.715                 |
|  | PO4       | 21.457                | 11.622                | 18.030                 |
| V  | DQO       | 100.000               | 96.127                | 99.032                 |
|  | DBO5      | 100.000               | 96.564                | 99.141                 |
|  | N-NH3     | 99.241                | 94.377                | 97.447                 |
|  | PO4       | 34.420                | 18.328                | 29.056                 |
| VI   | DQO       | 76.604                | 49.041                | 61.200                 |
|  | DBO5      | 79.703                | 35.190                | 59.749                 |
|  | N-NH3     | 99.089                | 95.593                | 97.265                 |
|  | PO4       | 29.950                | 29.503                | 29.652                 |
| VII  | DQO       | 85.902                | 49.041                | 64.804                 |
|  | DBO5      | 92.384                | 60.218                | 81.843                 |
|  | N-NH3     | 98.329                | 93.010                | 96.733                 |
|  | PO4       | 33.526                | 29.503                | 30.844                 |
| VIII   | DQO       | 92.224                | 83.670                | 86.521                 |
|  | DBO5      | 96.278                | 94.933                | 96.263                 |
|  | N-NH3     | 94.833                | 93.921                | 94.225                 |
|  | PO4       | 39.784                | 32.185                | 35.910                 |
| IX   | DQO       | 100.000               | 11.782                | 66.240                 |
|  | DBO5      | 100.000               | 72.611                | 81.322                 |
|  | N-NH3     | 100.000               | 80.694                | 92.942                 |
|  | PO4       | 15.137                | 0.309                 | 7.811                  |
| X  | DQO       | 100.000               | -7.976                | 50.478                 |
|  | DBO5      | 79.707                | 31.835                | 45.831                 |
|  | N-NH3     | 90.478                | 53.704                | 64.203                 |
|  | PO4       | 18.226                | 5.869                 | 10.239                 |

Para DQO, la forma de operación del ciclo que presentó la menor remoción fue la del ciclo X (tomando el valor promedio), y la que más remoción efectuó fue la del ciclo V. Para DBO<sub>5</sub>, el máximo se tuvo también en el ciclo V, y el mínimo en el X. El nitrógeno amoniacal se removió mejor en el ciclo III y en el ciclo X se tuvo la remoción menor. Para fosfatos se tuvo la mayor eliminación en el ciclo VIII y la menor en el ciclo III. En esta tabla no se incluyeron los datos correspondientes a los efluentes 8° y 9° de los ciclos IX y X, pues todos ellos presentaron una ganancia en fosfatos. Sin embargo, cabe comentarse que los contenidos de fosfatos en los efluentes anteriores, para ambos ciclos, son mayores que los del cuarto afluente (el cual se usó en estos dos ciclos de operación)

En general, se ve que fue requerido más tiempo de operación para cada ciclo, pues se tuvieron pocas muestras, y en varias ocasiones no se pudo tener mucha confianza en el comportamiento de los parámetros analizados.

Pese a esto, y con los datos con que se cuenta, es posible decir que el mejor ciclo, de acuerdo a los porcentajes de remoción de los diversos parámetros, es el V; en éste no se observan todos los porcentajes más altos de depuración, pero se tienen juntos los más elevados de DQO y DBO<sub>5</sub>, y porcentajes elevados de nitrógeno amoniacal y de fosfatos. Posteriormente, puede presentarse en segundo término al ciclo VIII, el cual tiene la segunda más alta eliminación de fosfatos, y remociones de los demás parámetros de entre 85 y 96 %. Y tras de este ciclo, pueden presentarse como una tercer opción al II y al IV, los cuales presentaron porcentajes promedio medianamente altos.

Para cualquier ciclo se tiene:

$$SVI = \frac{(V_{SS-30} / V_{Alicuota})}{M_{SS} / V_{Alicuota}} = \frac{V_{SS}}{M_{SS}} \text{ (si las alicuotas son iguales)}$$

Donde SVI es el *índice de volumen de los lodos*,  $V_{SS-30}$  es el volumen de sólidos sedimentados en la prueba de lodos (mL),  $M_{SS}$  es la masa de esos sólidos (como sólidos suspendidos, g) y  $V_{Alicuota}$  es el volumen de la muestra utilizada (L o mL)

Con los datos de los sólidos para el licor mezclado y los de los lodos se calcula el SVI para los ciclos IX y X:

$$SVI_{IX} = \frac{(6\text{mL} / 0.1\text{L})}{0.224\text{g} / 0.1\text{L}} = 26.78 \text{ mL/g}$$

$$SVI_X = \frac{6\text{mL} / 0.1\text{L}}{0.223\text{g} / 0.1\text{L}} = 26.91 \text{ mL/g}$$

De la misma forma son calculados otros valores de SVI, considerando que para cada caso el volumen sedimentado en 30 minutos es de 60 mL/L:

| Valores de SVI para varios ciclos de operación. |            |       |            |
|---|------------|-------|------------|
| Ciclo   | SVI (mL/g) | Ciclo | SVI (mL/g) |
| I   | 18.29      | VIII  | 31.25      |
| IV  | 18.75      | IX    | 26.78      |
| V   | 30         | X     | 26.91      |
| VII   | 50         |       |            |

Estos valores de SVI indican que los lodos presentaron buenas características de sedimentación durante el presente trabajo de tesis. Esto fue corroborado también por observación directa del sistema experimental. Al ver los resultados correspondientes a Sólidos, se ve que su comportamiento fue muy variado; algunas veces se tuvo una buena eliminación, en otras no se presentó cambio respecto al afluente, y en otras más se vio un incremento en lugar de una remoción. Esto, con lodos de buena sedimentación, es probablemente debido al arrastre de estos a la descarga del reactor, o a la carencia de microorganismos controladores de materia suspendida y disuelta en las cercanías de los lodos.

En cuanto a las características de sedimentación, el ciclo I es el que presenta el menor valor de SVI, siguiéndole los ciclos IV, IX, X, V, VIII y VII. Los valores de SVI reportados en algunos trabajos experimentales son mayores a 78 mL/g, más de dos veces los aquí obtenidos. Esto aparentemente es bueno, pero debe también recordarse que cuando se tienen valores muy chicos de SVI puede presentarse el problema de *flóculos punta de alfiler* (véase). Este problema se da cuando los lodos tienen edades elevadas y la relación F/M es menor de 0.2 kg de DBO / kg de sólidos de lodos-día. De hecho, en el sistema se tuvo probablemente este problema; esto se afirma debido a que varios de los efluentes presentaron valores de sólidos altos, incluso mayores que los de sus respectivos afluentes. Para tener más elementos sobre esto, se verán las relaciones F/M para todos los ciclos de operación (F como DBO)

| Ciclo  | F/M   |
|--------|-------|
| I      | 0.392 |
| IV     | 0.086 |
| V      | 0.207 |
| VII    | 0.346 |
| VIII   | 0.288 |
| IX - 1 | 0.389 |
| IX - 2 | 0.126 |
| X - 1  | 0.391 |
| X - 2  | 0.126 |

Aquí se ve que no todos los ciclos presentaron relaciones F/M menores que 0.2 (de hecho, 5 de ellos las presentan solamente). El ciclo IV presentó valores de SST mayores o iguales a los de su afluente; el ciclo V, cuyo valor de F/M está en el límite superior, presentó valores nulos de SST en casi todos los efluentes (salvo el último que tuvo uno igual al del afluente) Desgraciadamente no es posible analizar los ciclos IX y X debido a que no se determinaron los SST a causa de que no se dispuso de material suficiente. Sin embargo, sobre ellos se pueden ver los STT a manera de guía. La primera parte del ciclo IX presentó valores de STT menores a los del afluente, mientras que la segunda (después del

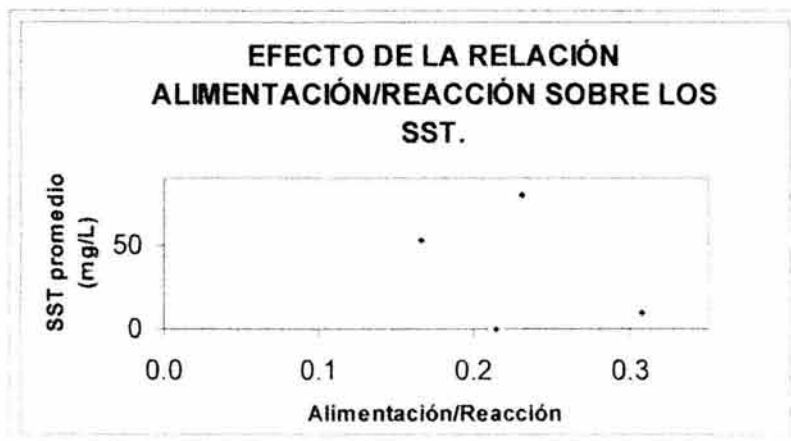
cambio de afluente) tiene valores iguales a los de la alimentación. El último ciclo presentó valores inferiores a los del afluente (con una excepción) en su primera parte, mientras que en la segunda (tras el cambio del agua por tratar) exhibió datos mayores a su alimentación.

El ciclo I, con valor F/M mayores a 0.2, se comportó mejor; los valores de SST fueron menores o iguales a los del afluente; el VII mostró valores nulos o iguales a los de la alimentación; el ciclo VIII no se puede analizar por la misma causa que no se hizo con los ciclos IX y X. Sin embargo, aquí los SST fueron iguales (con una excepción, en que fueron mayores) a los del afluente.

Con esto, en general, se puede decir que se presentó el problema mencionado en los ciclos con F/M menor a 0.2.

Respecto a la relación F/M y su efecto sobre los SST, se ve que el ciclo V presenta buena remoción de sólidos (o nula en el peor caso). La primer parte del ciclo IX también lo hace, al igual que los ciclos I y VII.

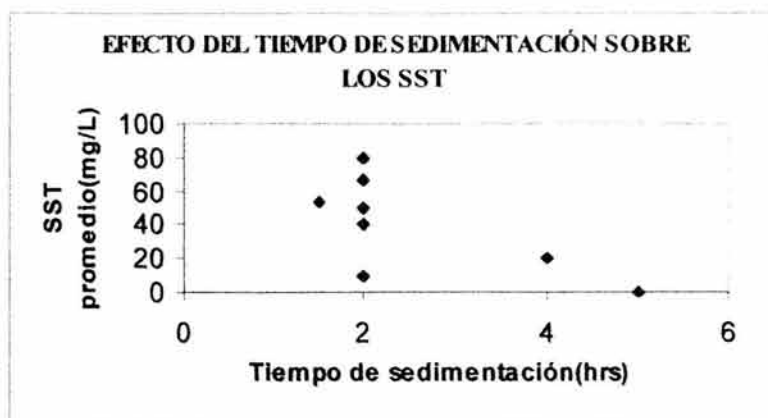
Con el propósito de encontrar la posible relación del cociente de los tiempos de alimentación y reacción, y el valor de los SST del efluente, se seleccionaron los ciclos que presentaron las mismas características operativas (principalmente durante el periodo de reacción), exceptuando aquellos que no presentaban algo en común respecto a estos. Así, con base en los datos reportados en la sección 6.3, los ciclos seleccionados fueron I, II, V y IX. La siguiente gráfica muestra los valores de SST promedio respecto al cociente alimentación/reacción de cada ciclo.



Se puede observar en el gráfico anterior que no existe relación entre los datos, y el cociente mencionado no es un factor determinante sobre los SST.

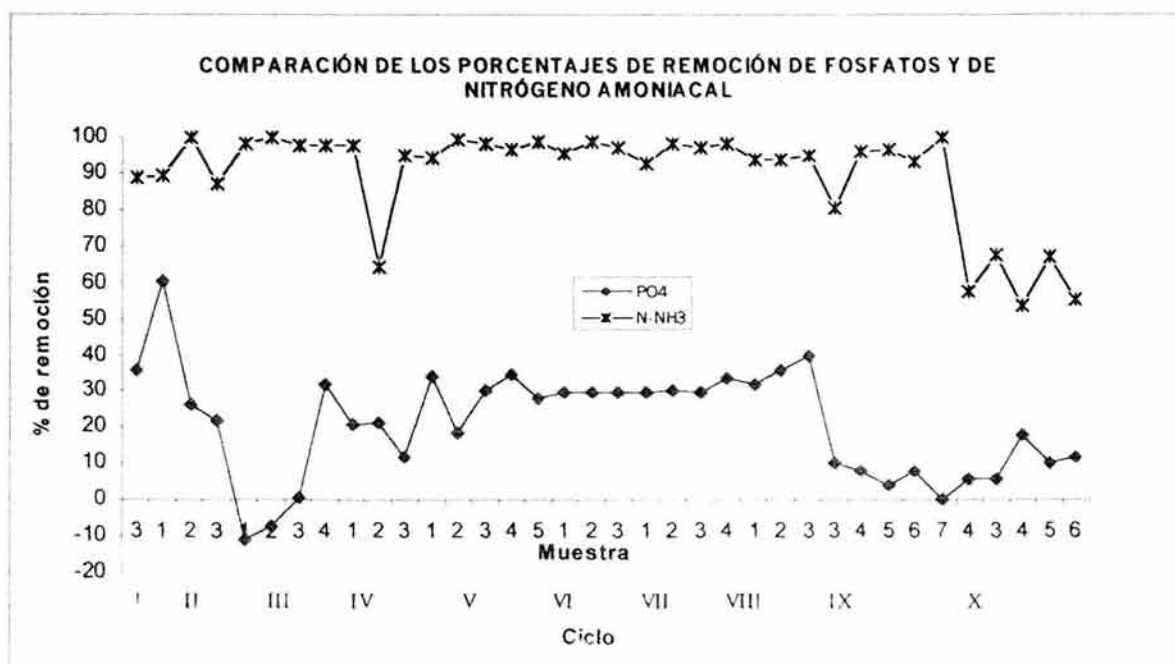
Ahora se procede a analizar si existe algún efecto entre los tiempos de sedimentación y la cantidad de SST en los efluentes. Para ello, se grafican los valores de SST promedio contra los tiempos de sedimentación, exceptuando los datos para los ciclos IX y X debido a

que estos operaron con dos afluentes, que presentaron características muy diferentes entre sí, de manera sucesiva.



Con base en el gráfico anterior puede decirse que tampoco existe una clara relación entre los tiempos de sedimentación y los valores de SST promedio; sin embargo, se observa que, para un tiempo de sedimentación dado, es posible que se presente un amplio rango de valores de SST, quizá debido a las diferencias operativas de las otras etapas de los ciclos.

Con el fin de mostrar la relación que existe de la remoción de  $N-NH_3$  y de  $PO_4$ , se grafican a continuación dichos datos correspondientes a  $N-NH_3$  y  $PO_4$  para cada ciclo.



Claramente podemos observar en la gráfica anterior, que existe una relación de estos parámetros, lo que podemos decir que, para estos ciclos de operación en particular, la remoción de  $N-NH_3$  será mayor con respecto a la del  $PO_4$ . Además, se ve que cuando la



eliminación de uno sube o baja, la del otro parámetro tiene un comportamiento similar en la mayoría de los casos.

También se procederá a determinar el nutriente limitante respecto a la eutricación de los afluentes. Para ello, se obtiene el cociente de la masa de nitrógeno respecto a la masa de fósforo en el agua contaminada. Dichos valores son:

| Afluente | N-NH <sub>3</sub> (mg/L) | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L) | Relación N/P (g/g) |
|----------|--------------------------|--------------------------------------|--------------------|
| I        | 4.16                     | 22.41                                | 0.47               |
| II       | 20.59                    | 15.83                                | 3.28               |
| III      | 67.60                    | 22.91                                | 7.45               |
| IV       | 5.26                     | 5.29                                 | 2.51               |

Gilbert<sup>81</sup> establece que si el cociente anterior es mayor a 10, el crecimiento de algas es limitado probablemente por el fósforo, mientras que si es menor, el limitante es el nitrógeno. Así, en los afluentes en cuestión el nutriente limitante es siempre el nitrógeno, y no es fósforo como es común. En los efluentes se observó también que el factor limitante es el nitrógeno.

Otro aspecto a considerar es que los efluentes cumplan con los valores máximos permisibles para la descarga de aguas de desecho a embalses, contenidos en la norma oficial mexicana vigente, NOM-001-ECOL-1996, y mostrados de manera resumida en el Cuadro 3-3. De las diversas tablas de resultados, se extraen los valores máximo, mínimo y promedio obtenidos para los parámetros analizados más importantes (véase la siguiente página)

La tabla muestra que todos los valores de DBO<sub>5</sub> obtenidos en el presente trabajo son inferiores al valor máximo establecido en la norma, tanto para uso agrícola como para público, mensual o diariamente.

La DQO no está contenida en la norma; empero, los valores obtenidos dentro del presente trabajo fueron pequeños. El nitrógeno amoniacal tampoco lo está, pero el nitrógeno total sí; a pesar de que en esta tesis no se cuantificó este parámetro, se ve que el N-NH<sub>3</sub> es bastante menor que el valor máximo mensual de nitrógeno total para uso público (con excepción de dos efluentes, pertenecientes al ciclo X).

Los fosfatos de los efluentes presentan concentraciones menores al límite mensual promedio para uso agrícola (salvo 3 efluentes), pero no cumplen con el mensual de uso público. Cabe comentarse también que la mitad de las alimentaciones de agua contaminada no cumplió con los límites mensuales establecidos en la norma para uso agrícola.

Pese a que no se muestran en el cuadro, los SST no cumplieron con el límite mensual estipulado con la norma para uso público, pero algunas muestras sí lo hicieron para el

<sup>81</sup> Gilbert, M. Masters. *Introduction to environmental engineering and science*, p 209..



mensual de uso agrícola, que es la aplicación principal de las aguas del Lago de Guadalupe (en los ciclos II, III, V, VI y VII)

| Ciclo | Valor    | DQO (mg/L) |            | DBO <sub>5</sub> (mg/L) |   | N-NH <sub>3</sub> (mg/L) |  | Fosfatos (mg/L) |   |
|-------|----------|------------|------------|-------------------------|---|--------------------------|--|-----------------|---|
|       |          | Exp.       | Norma      | Exp.                    | Norma   | Exp.                     | Norma  | Exp.            | Norma   |
| I     | Máximo   | 29.35      | No aplica. | 13.45                   | Para riego, el valor promedio máximo mensual es 75, y el diario 150; para uso público 30 y 60, respectivamente. | 0.47                     | Como nitrógeno total, el valor medio mensual máximo es 40 para riego y 15 para el sector público; en tanto, la media diaria máxima es 60 para riego y 25 para uso público. | 14.42           | Como fósforo total, como valor promedio máximo mensual, es 20 para uso agrícola y 5 para uso público; y el valor promedio diario máximo es 30 para riego y 10 para consumo público. |
|       | Mínimo   | 24.90      |            | 10.89                   |   | 0.47                     |  | 14.42           |   |
|       | Promedio | 26.87      |            | 11.78                   |   | 0.47                     |  | 14.42           |   |
| II    | Máximo   | 38.40      |            | 11.41                   |   | 0.532                    |  | 17.53           |   |
|       | Mínimo   | 18.06      |            | 8.64                    |   | 0.00                     |  | 8.90            |   |
|       | Promedio | 28.80      |            | 10.47                   |   | 0.32                     |  | 14.32           |   |
| III   | Máximo   | 10.78      |            | 6.53                    |   | 0.47                     |  | 17.60           |   |
|       | Mínimo   | 4.52       |            | 0.87                    |   | 0.00                     |  | 10.80           |   |
|       | Promedio | 7.59       |            | 4.18                    |   | 0.30                     |  | 15.28           |   |
| IV    | Máximo   | 10.78      |            | 2.15                    |   | 7.35                     |  | 13.99           |   |
|       | Mínimo   | 3.58       | 0.60       | 0.47                    | 12.43   |                          |  |                 |   |
|       | Promedio | 6.62       | 1.50       | 2.94                    | 12.98   |                          |  |                 |   |
| V     | Máximo   | 26.36      | 1.03       | 1.16                    | 12.93   |                          |  |                 |   |
|       | Mínimo   | 0.00       | 0.00       | 0.16                    | 10.38   |                          |  |                 |   |
|       | Promedio | 5.62       | 5.08       | 0.53                    | 11.23   |                          |  |                 |   |
| VI    | Máximo   | 26.48      | 19.43      | 0.91                    | 11.16   |                          |  |                 |   |
|       | Mínimo   | 10.78      | 6.08       | 0.19                    | 11.01   |                          |  |                 |   |
|       | Promedio | 17.88      | 12.07      | 0.56                    | 11.14   |                          |  |                 |   |
| VII   | Máximo   | 23.47      | 11.93      | 1.44                    | 11.16   |                          |  |                 |   |
|       | Mínimo   | 6.50       | 2.28       | 0.34                    | 10.52   |                          |  |                 |   |
|       | Promedio | 16.22      | 5.44       | 0.67                    | 10.95   |                          |  |                 |   |
| VIII  | Máximo   | 7.52       | 1.52       | 1.25                    | 10.74   |                          |  |                 |   |
|       | Mínimo   | 3.58       | 0.73       | 1.06                    | 9.53  |                          |  |                 |   |
|       | Promedio | 5.53       | 1.12       | 1.19                    | 10.15   |                          |  |                 |   |
| IX    | Máximo   | 57.31      | 14.09      | 13.05                   | 22.84   |                          |  |                 |   |
|       | Mínimo   | 0.00       | 0.00       | 0.00                    | 11.44   |                          |  |                 |   |
|       | Promedio | 23.70      | 3.25       | 3.39                    | 19.57   |                          |  |                 |   |
| X     | Máximo   | 49.65      | 15.93      | 31.29                   | 21.56   |                          |  |                 |   |
|       | Mínimo   | 13.09      | 5.08       | 0.50                    | 10.52   |                          |  |                 |   |
|       | Promedio | 25.09      | 9.93       | 19.60                   | 18.80   |                          |  |                 |   |

La alcalinidad y la dureza fueron removidas de manera variable durante los ciclos. Como se ve en la correspondiente tabla de resultados, las eliminaciones más altas de alcalinidad se dieron en los ciclos I y II, mientras que en el ciclo X no se dio remoción alguna. La eliminación de la dureza varió notablemente durante los ciclos en los que se analizó (los tres primeros no se reportan debido a que las determinaciones fallaron a causa de que una solución tampón ya había caducado). Hasta el ciclo VIII se tuvo eliminación de dureza (total y de calcio), pero la mayoría de los efluentes posteriores presentaron una ganancia en ambos parámetros.

La cantidad de cloruros en los afluentes fue también menor que en sus respectivos afluentes, con salvedad en los ciclos II, IX y X, en los que fue mayor o igual a ésta. En el ciclo V fue el que presentó la mejor remoción de cloruros, seguido por el VIII y el VI.

### Conclusiones y recomendaciones

- El antecedente teórico presentado es suficientemente amplio como para cumplir el objetivo de presentar un marco de información sólido; en éste se habló de las características del cuerpo de agua por estudiar: su ubicación geográfica, climas, precipitación pluvial, entorno ecológico y cultural, y la problemática de contaminación que enfrenta; se mencionaron las principales características del agua, su reparto en el mundo, sus propiedades, y sus contaminantes principales. Con este fundamento se presentó información completa sobre los principales procesos de tratamiento de aguas contaminadas, para luego concluir con el sistema del *reactor secuencial por lotes* (SBR). Además, con éste se muestra que la contaminación de los cuerpos naturales y artificiales de agua en México es un problema creciente (dada la gran diferencia entre el consumo y el tratamiento de aguas efectuados), el cual requiere de altas inversiones de capital y tecnología para ser resuelto.
- Con base en los análisis de resultados, puede concluirse que:
  - De acuerdo a los datos analizados, el factor limitante del crecimiento de algas en los afluentes analizados es el nitrógeno.
  - El sistema SBR es capaz de eliminar, en diversas proporciones, los siguientes tipos de contaminantes: Demandas química y bioquímica de oxígeno, alcalinidad, nitrógeno amoniacal fosfatos, sólidos, cloruros y dureza.
  - No se puede remover sílice de las aguas mediante un sistema SBR.
  - Los modos de operación ejercen una influencia fundamental en la calidad de los efluentes, pues, como se comentó en el análisis de resultados, la remoción de los contaminantes es determinada por la manera de operar los ciclos.
  - El tiempo de sedimentación no afecta la cantidad de sólidos de los efluentes. Esto siempre que sea mayor al requerido para compactar la capa de lodos a su nivel mínimo, de acuerdo con los datos de sedimentación de los lodos.
  - La relación de tiempos de llenado: reacción no ejerció un efecto sobre los SST.
  - La extensión de los tiempos de llenado y de reacción son los que realmente afectan la calidad de los efluentes.
  - Los lodos activados presentaron valores muy bajos de SVI, lo cual muestra una excelente sedimentación. Sin embargo, cuando se combinan cargas orgánicas bajas y SVI pequeños, se presenta el problema de *flóculos punta de alfiler*, tal como se vio en varios de los ciclos del presente trabajo. Así, debe evitarse la combinación de SVI y cargas orgánicas bajas.
  - Los efluentes cumplen con los requisitos de la NOM-001-ECOL-1996 para DBO<sub>5</sub> en todos los casos. Para los SST sólo aquellos de los ciclos II, III, V, VI y VII suelen cumplirlas. En cuanto al fósforo y al nitrógeno total se ve que los efluentes la cumplen para el uso al que se destinan las aguas del lago, mientras que se estima que lo hacen también respecto al nitrógeno, esto con base en la enorme diferencia entre los valores de nitrógeno amoniacal determinados experimentalmente y los de nitrógeno total de la norma. Sin embargo, esto último no se puede establecer con mucha seguridad.
  - De acuerdo al análisis de resultados, se concluye que el mejor ciclo de operación de entre los aquí presentados es el V, pues logra reducciones

significativas de los contaminantes, con un valor de SVI bajo y aparentemente no presentó el problema de *flóculos de punta de alfiler* (SST de los efluentes nulos o iguales a los de la alimentación); también da la mejor remoción de cloruros, DBO<sub>5</sub> y DQO; y presenta buena eliminación de nitrógeno amoniacal y de fosfatos.

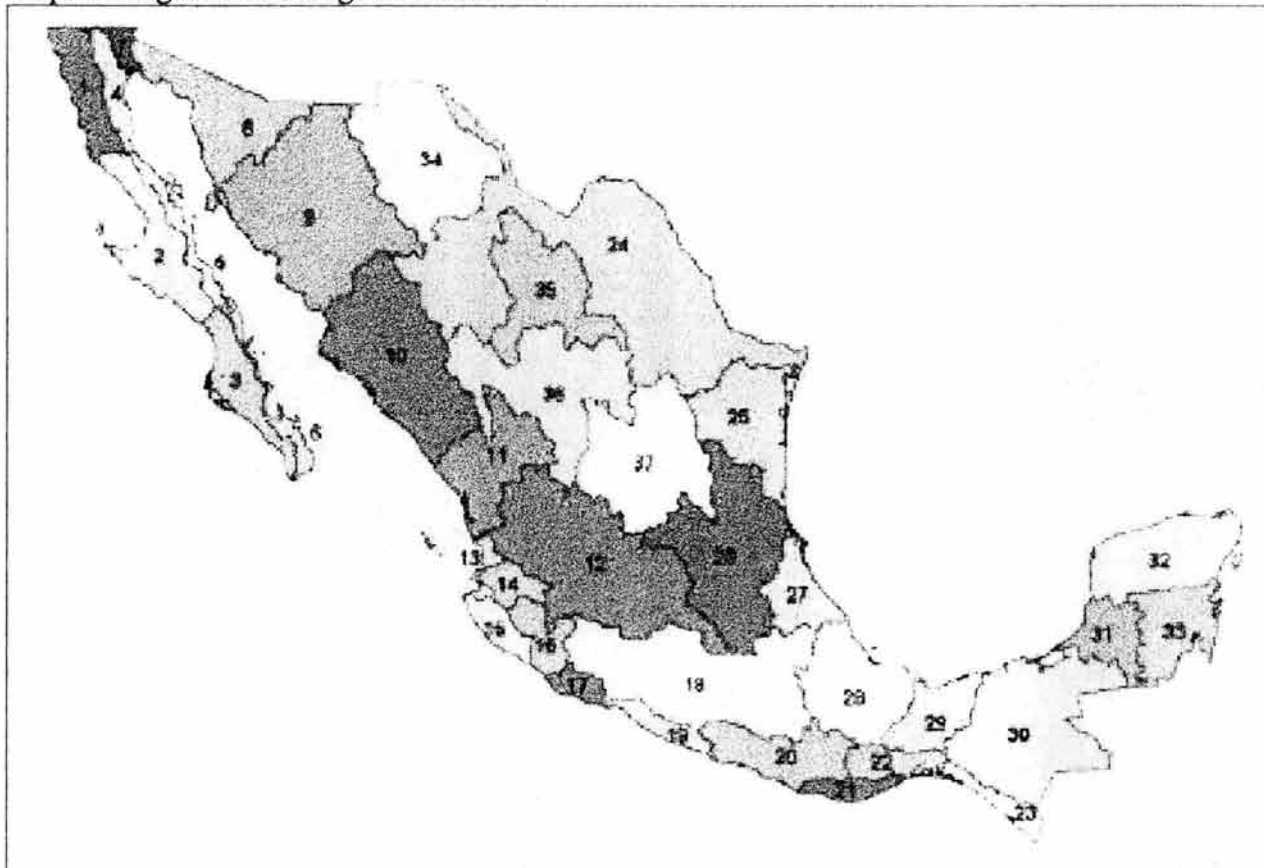
- Después del ciclo V, se pueden presentar a los ciclos VIII y IV como otras opciones viables para tratamiento de los afluentes en cuestión. Esto porque presentan también buenas reducciones de varios de los contaminantes y un buen comportamiento en cuanto a normas, SVI y cargas orgánicas, aunque no de la forma en que lo tuvo el ciclo V (véase la descripción de los ciclos de operación en la sección 6.3 de este trabajo)
- Es requerido más tiempo de trabajo para cada ciclo, pues se tuvieron pocas muestras, y en varias ocasiones no se tuvo mucha confianza en el comportamiento de los parámetros analizados.
- Así, el sistema SBR, operado como se hizo en los ciclos V, VIII o IV, es una buena alternativa para tratar las descargas de agua residual habitacional de la periferia del lago. Así, para ayudar a evitar un mayor deterioro y lograr la recuperación del lago, podría ser conveniente el instalar plantas de tratamiento con rectores secuenciales por lotes.
- Se podría recomendar, con base en el marco teórico, que se agregara una etapa de tratamiento químico para eliminar totalmente los fosfatos de los efluentes. Esto puede realizarse después de la etapa de tratamiento biológico (aquí el sistema SBR) o de manera combinada con éste, tal como lo describe Ketchum<sup>82</sup>. Quizá sea esto útil para la elaboración de otro trabajo de tesis. Sin embargo, la mejor opción podría ser el trabajar más con el propio sistema SBR con el fin de que la remoción del fósforo se desarrolle sin la adición de floculantes.

---

<sup>82</sup> Ketchum / Liao. Tertiary Chemical Treatment for Phosphorus Reduction Using sequencing Batch Reactors. Journal WPCF, V. 51 No. 2.

## Anexos:

Mapa 1: Regiones hidrológicas nacionales.



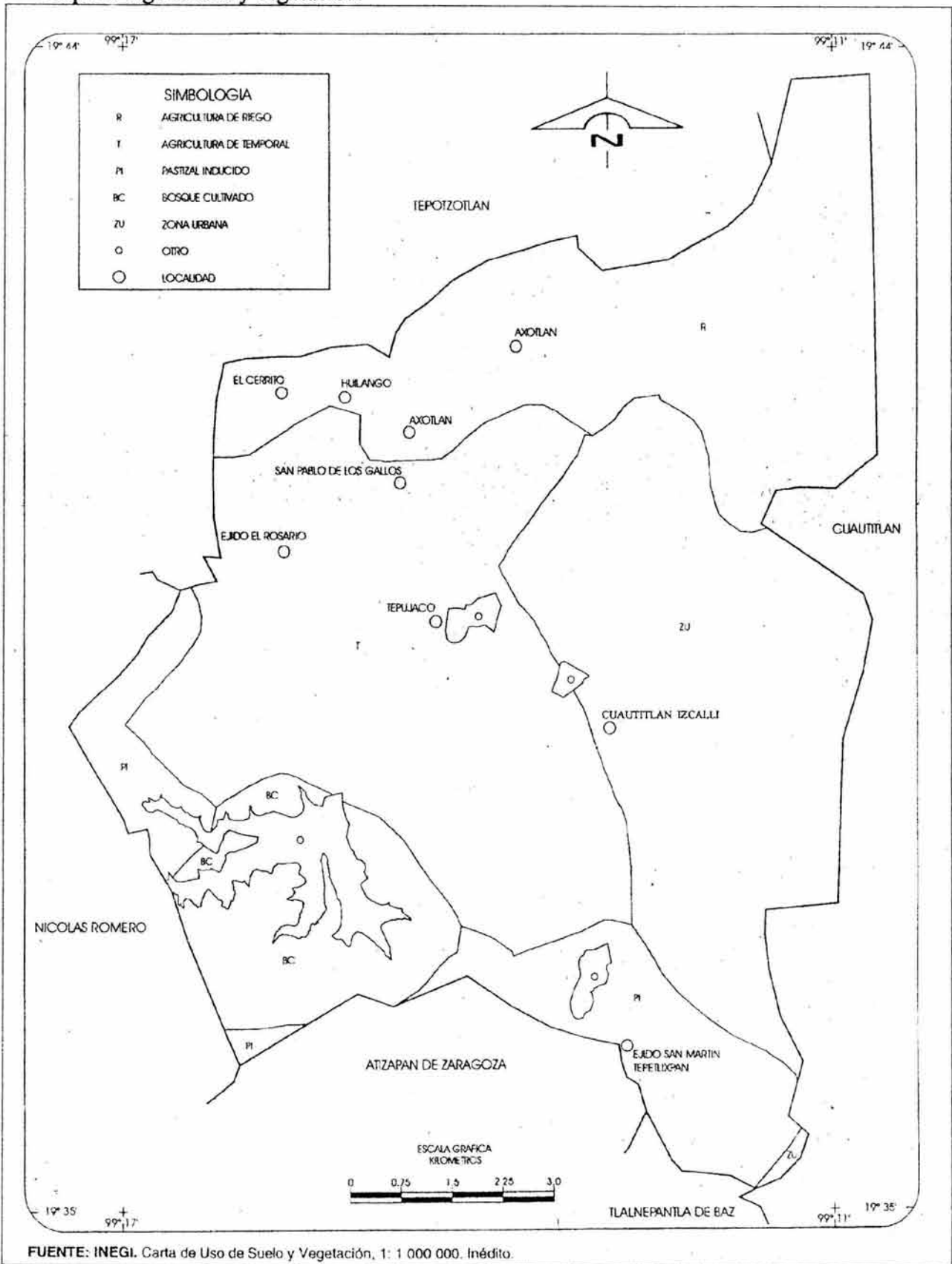
|                              |                                       |
|------------------------------|---------------------------------------|
| 1. B.C. Noroeste             | 20. Costa Chica de Guerrero           |
| 2. B.C. Centro-Oeste         | 21. Costa de Oaxaca                   |
| 3. B.C. Suroeste             | 22. Tehuantepec                       |
| 4. B.C. Noroeste             | 23. Costa de Chiapas                  |
| 5. B.C. Centro-Este          | 24. Bravo-Conchos                     |
| 6. B.C. Sureste              | 25. San Fernando-Soto La Marina       |
| 7. Río Colorado              | 26. Pánuco                            |
| 8. Sonora Norte              | 27. Norte de Veracruz (Tuxpan-Naulta) |
| 9. Sonora Sur                | 28. Papalapan                         |
| 10. Sinaloa                  | 29. Coatzacoalcos                     |
| 11. Presidio-San Pedro       | 30. Grijalva-Usumacinta               |
| 12. Lerma-Santiago           | 31. Yucatán Oeste                     |
| 13. Río Huicicila            | 32. Yucatán Norte                     |
| 14. Río Ameca                | 33. Yucatán Este                      |
| 15. Costa de Jalisco         | 34. Cuencas Cerradas del Norte        |
| 16. América-Coahuayana       | 35. Mapimi                            |
| 17. Costa de Michoacán       | 36. Nazas-Aguanaval                   |
| 18. Balsas                   | 37. El Salado                         |
| 19. Costa Grande de Guerrero |                                       |

Fuente: Estadísticas del agua en México 2003, situación de los recursos hídricos, p 2. CNA





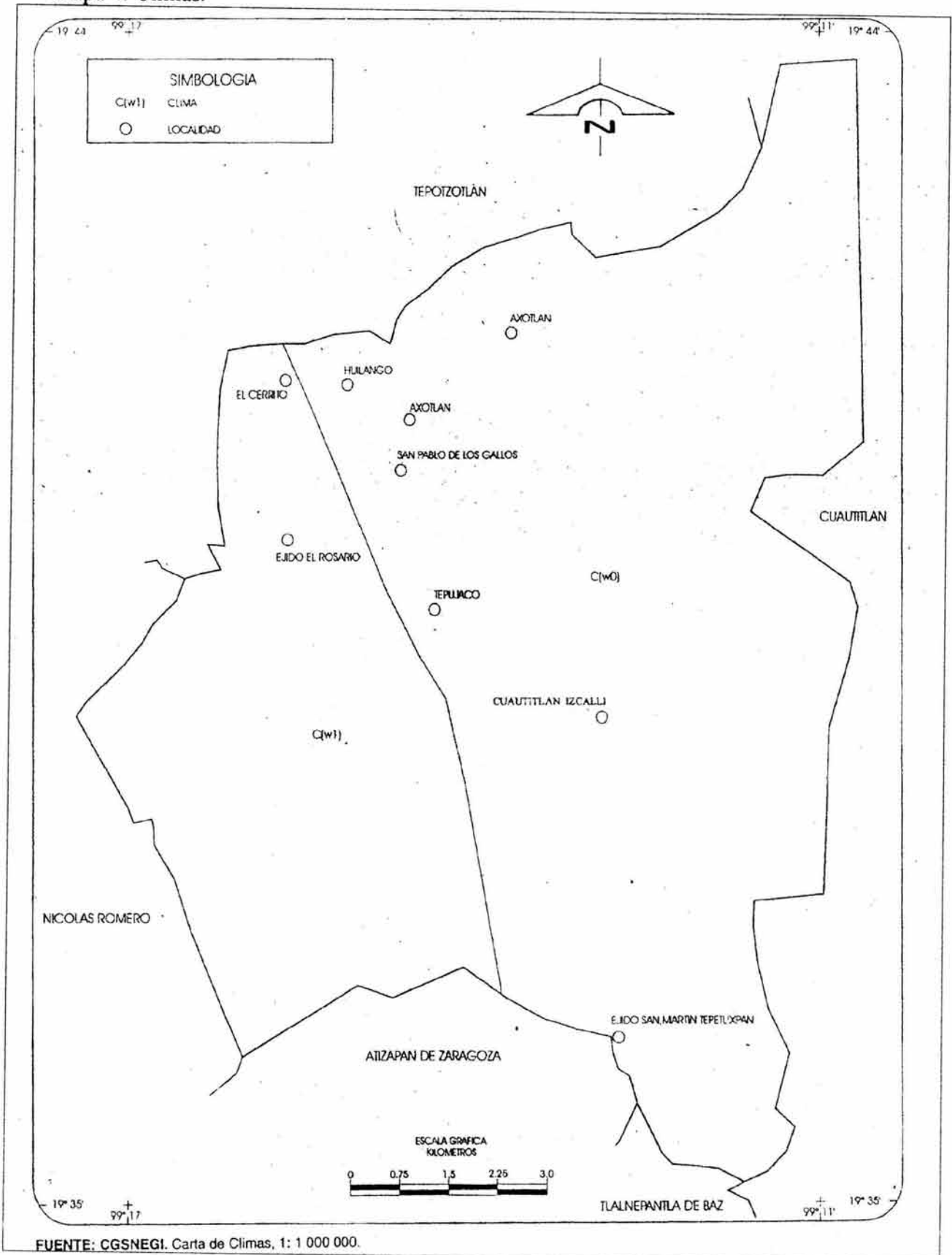
Mapa 3: Agricultura y vegetación.



FUENTE: INEGI. Carta de Uso de Suelo y Vegetación, 1: 1 000 000. Inédito.

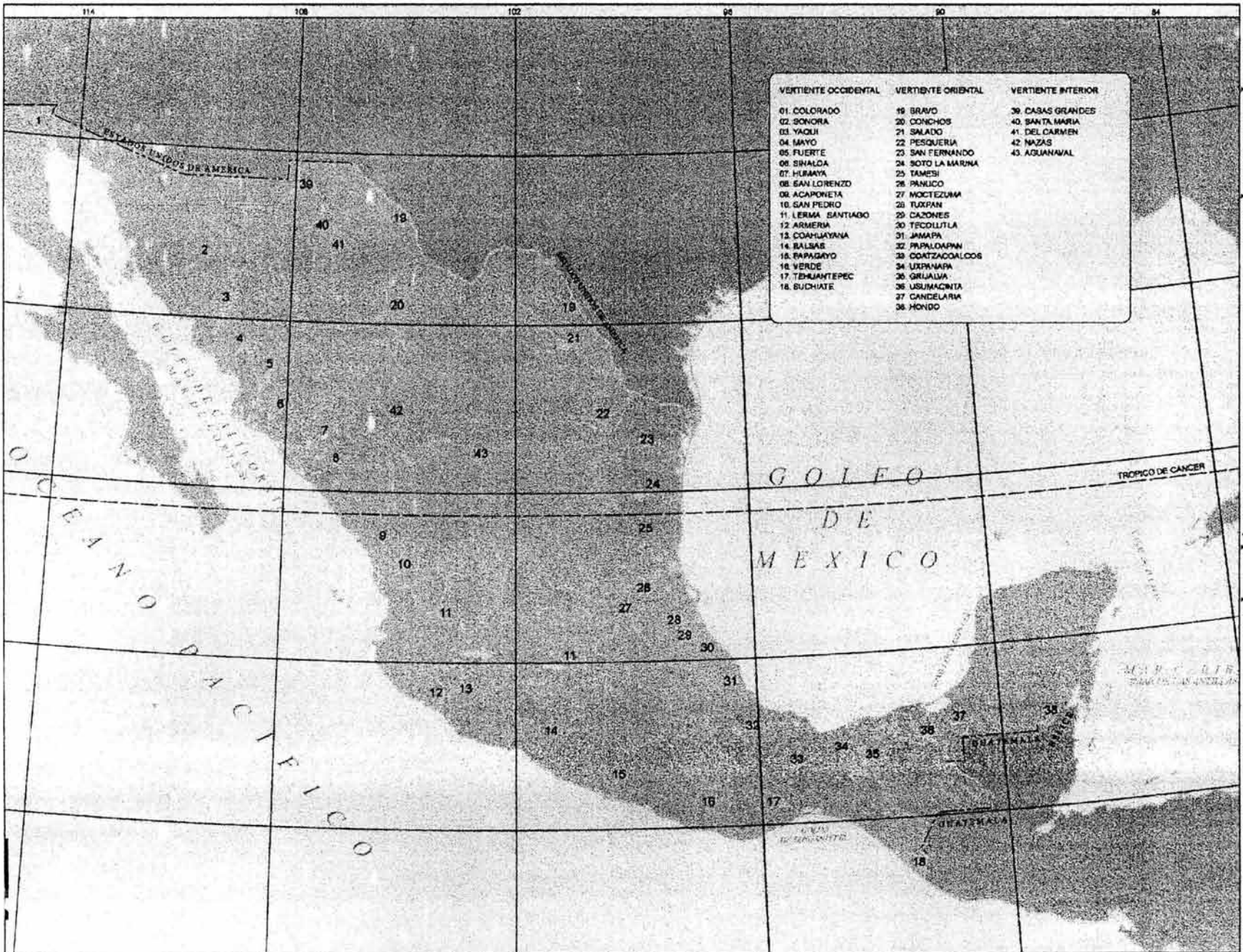


Mapa 4: Climas.



FUENTE: CGSNEGI. Carta de Climas, 1: 1 000 000.





Mapa 6: Principales ríos de México. Fuente: INEGI, principales ríos.

Cuadro A-1: Residuos peligrosos de acuerdo a las normas oficiales mexicanas NOM-052-ECOL-1993 y NOM-053-ECOL-1993.

|                                    |   |                                   |                                     |
|------------------------------------|---|-----------------------------------|-------------------------------------|
| 1,1,1,2-tetracloroetano            | 1,1,1-tricloroetano                     | 1,1,2,2-tetracloroetano           | 1,1,2-tricloroetano                 |
| 1,1,2-tricloro-1,2,2-trifluoretano | 1,1-dicloroetileno                      | 1,2-diclorobenceno                | 1,2-dicloroetano                    |
| 1,4-diclorobenceno                 | 2,3,4,6-tetraclorofenol                 | 2,4,5-triclorofenol               | 2,4,6-triclorofenol                 |
| 2,4-dinitrotolueno                 | 2,6-diclorofenol                        | 2-etil-hexilalcohol               | 2-etoxietanol                       |
| 2-nitropropano                     | Aceites aromáticos                      | Aceites nafténicos                | Acetato de amilo                    |
| Acetato de butil carbitol          | Acetato de butil cellosolve             | Acetato de butilo                 | Acetato de carbitol                 |
| Acetato de cellosolve              | Acetato de etilo                        |                                   |                                     |
| Acetato de cellosolve              | Acetato de etilo                        | Acetato de isoamilo               | Acetato de iso-propilo              |
| Acetato de metil cellosolve        | Acetato de metilo                       | Acetato de vinilo                 | Acetona                             |
| Ácido 2,4 diclorofenoxiacético     | Ácido acético                           | Ácido acrílico                    | Ácido azelaico                      |
| Ácido clorhídrico                  | Ácido cresílico                         | Ácido dietilfosforoditioico       | Ácido dimetilpropionico             |
| Ácido etil 2-hexaico               | Ácido fumarico                          | Ácido isoftálico                  | Ácido isononanoico                  |
| Ácido oxálico                      | Ácido para-toluen-sulfónico             | Ácido sebasico                    | Ácido sulfónico aromático           |
| Ácido sulfúrico                    | Ácido tereftálico                       | Acrilato de butilo                | Acrilato de metilo                  |
| Acilonitrilo                       | Aguarras (trementina)                   | Albayaide                         | Alcanoato de cobalto                |
| Alcanoato de plomo                 | Alcohol diacetona                       | Alcohol etílico                   | Alcohol iso-butílico                |
| Alcohol n-butílico                 | Alcohol poli-vinílico                   | Amarillo cadmio                   | Amarillo cromo                      |
| Amarillo naftol                    | Amarillo uramina                        | Amarillo zinc                     | Amoniaco                            |
| Anhídrido ftálico                  | Anhídrido maléico                       | Anhídrido metacrílico             | Anhídrido succinico                 |
| Anhídrido trimetilico              | Antiespumante orgánico (foamicide b-18) | Aromina 100                       | Aromina 150                         |
| Arsénico                           | Asbesto                                 | Azul de hierro                    | Azul ftalocianina                   |
| Azul victoria colorante            | Azul ftalocianina                       |                                   |                                     |
| Azul victoria colorante            | Bario                                   | Benceno                           | Bifenilos policlorados              |
| Cadmio                             | Carbonilo de níquel                     | Ciclohexano                       | Ciclohexanona                       |
| Ciclopentadieno                    | Clordano                                | Cloroacetaldehido                 | Clorobenceno                        |
| Clorofenol                         | Cloroformo                              | Cloruro de mercurio               | Cloruro de metileno                 |
| Cloruro de vinilo                  | Compuestos de arsénico                  | Compuestos de bario               | Compuestos de cadmio                |
| Compuestos de cobre                | Compuestos de cromo +VI                 | Compuestos de mercurio            | Compuestos de níquel                |
| Compuestos de plata                | Compuestos de plomo                     | Compuestos de selenio             | Cromo hexa-valente                  |
| Crotonaldehido                     | Dibutilamina                            | Dicloroetano                      | Dietil cetona                       |
| Dietilenglicol                     | Dietilentriamina                        | Disulfuro de carbono              | Endrin                              |
| Estireno                           | Eter bis (2-cloro etílico)              | Eter etílico                      | Eter metílico del etilenglicol      |
| Eter metílico del propilen glicol  | Eter monobutílico del dietilenglicol    | Eter monoetilico del etilenglicol | Eter monopropilico del etilenglicol |
| Etil metil cetona                  | Etil metil cetoxima                     | Etilbenceno                       | Fenol                               |
| Fenol-formaldehido                 | Fluorocarbonos clorados                 | Formaldehido                      | Formaldehido tipo triacina          |

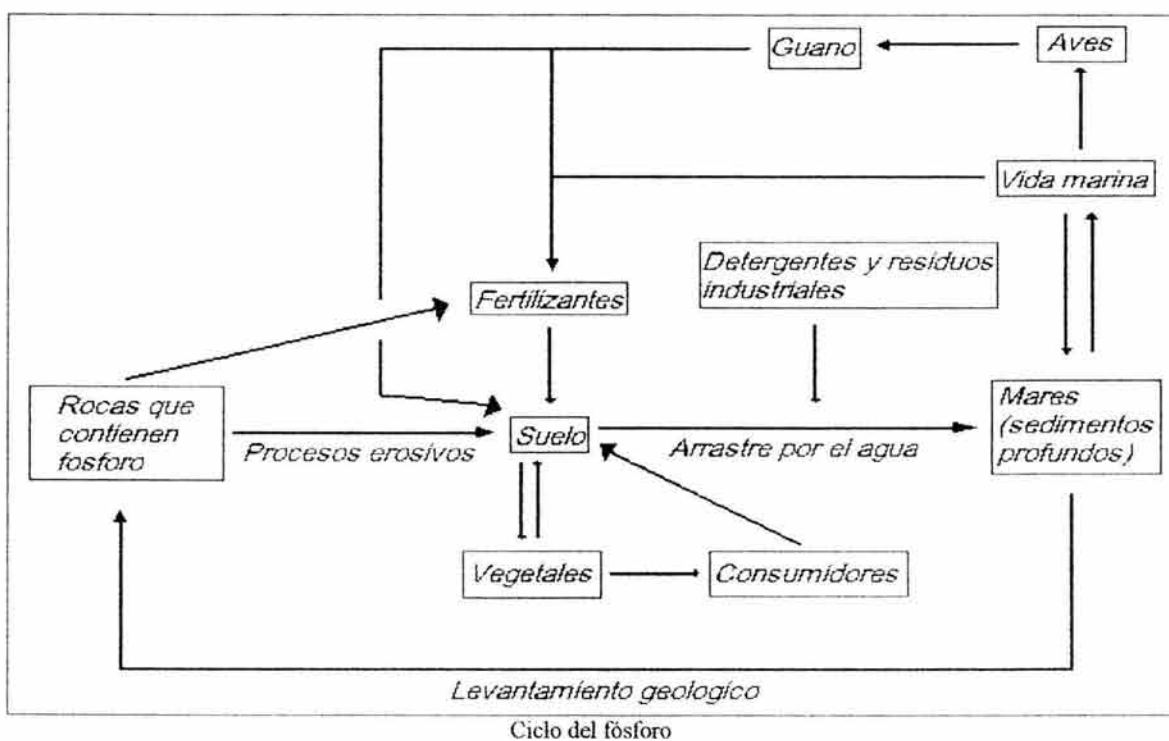
|                                      |   |                                      |  |
|--------------------------------------|---|--------------------------------------|--|
| Ftalato de butil bencilo             | Gas nafta                                   | Gas solvente                         | Gasolina incolora                              |
| Heptacloro y Heptacloro Gas solvente | Heptacloro epoxico                          | Heptano                              | Hexacloro-1,3-butadieno                        |
| Hexaclorobenceno                     | Hexacloroetano                              | Hexano                               | Hidrocarburos clorados                         |
| Hidroperoxido de cumeno              | Hidroquinona                                | Hidroxido de amonio                  | Hidroxido de sodio                             |
| Isobutanol                           | Isocianatos                                 | Isoforona                            | Iso-propanol                                   |
| Lindano                              | Litargirio                                  | M-cresol                             | Melamina formaldehido                          |
| Mercurio                             | Metacrilato de butilo                       | Metacrilato de etilo                 | Metacrilato de isobutilo                       |
| Metacrilato de metilo                | Metanol                                     | Metil isoamil cetona                 | Metil isobutil carbinol                        |
| Metil isobutilcetona                 | Metoxicloro                                 | Minio                                | Naftenato de cobalto                           |
| Naftenato de plomo                   | Naranja 29-19 pirazolona                    | Naranja bencidina                    | Naranja cromo 25                               |
| Naranja molibdato                    | N-butano                                    | Neodecanato de cobalto               | Neodecanato de plomo                           |
| Níquel                               | Nitrito de sodio                            | Nitrobenceno                         | Nitrocelulosa                                  |
| O-cresol                             | Octoato de cobalto                          | Octoato de plomo                     | O-diclorobenceno                               |
| Oxido de mercurio                    | Oximas                                      | Paraformaldehido                     | P-cresol                                       |
| Pentaclorobenceno                    | Pentaclorofenol                             | Pentaeritritol                       | Peroxi-2-etil hexanoato de terbutilo           |
| Peroxido de azo-disisobutironitrilo  |   | Peroxi-2-etil hexanoato de terbutilo |  |
| Peroxido de azo-disisobutironitrilo  | Peroxido de benzoilo                        | Peroxido de ciclohexanona            | Peroxido de diterbutilo                        |
| Peroxido de laurilo                  | Peroxido de metiletilcetona                 | Peroxido de terbutil perbenzoato     | Piridina                                       |
| Plata                                | Plomo                                       | Poliamida (resina)                   | Poliéster (resina)                             |
| Poliésteres (resinas)                | Propilen glicol                             | Resina hematoximetil melamina        | Resinas acrilicas en solución                  |
| Resinas alquidalicas de aceite corta | Resinas alquidalicas de aceite corta        | Resinas alquidalicas de aceite larga | Resinas alquidalicas de aceite medio           |
| Resinas fenolicas en solución        | Resinas fenolicas modificadas y en solución | Resinas fumáricas                    | Resinas maleicas                               |
| Rojo cadmio                          | Rojo molibdato<br>Rojo molibdato            | Sales de mercurio                    | Selenio  |
| Silicato de etilo                    | Silicón alquidal                            | Silicones                            | Silvex (acido 2,4,5-tricloro fenoxipropionico) |
| Sulfato de plomo                     | Sustancia                                   | Tetraclorobenceno                    | Tetracloroetileno                              |
| Tetraclorofenol                      | Tetracloruro de carbono                     | Timetil etil amina                   | Toluen diisocianato (resina)                   |
| Tolueno                              | Toxafeno                                    | Tricloroetileno                      | Triclorofenol                                  |
| Triclorofenol                        | Resinas epoxicas                            |                                      |  |
| Triclorofluorometano                 | Trietilamina                                | Trietilen tetraamina                 | Trifenilfosfito                                |
| Trimetiloetano                       | Trimetilolpropano                           | Urea formaldehido                    | Uretanos (resinas)                             |
| Verde cromo 25                       | Violeta de carbazol                         | Vmp nafta                            | Xileno   |



## Terminología.

**Antropogénico (a):** Proveniente de las actividades humanas.

**Ciclo del fósforo:** El fósforo es un elemento muy importante dentro de los procesos metabólicos y en los mecanismos de la herencia biológica. Al igual que el nitrógeno o el carbono, recorre un ciclo dentro de la naturaleza. En él, la acumulación de fósforo en los sedimentos marinos, debido a la erosión de minerales y al arrastre de compuestos que le contienen, es parcialmente compensada por el levantamiento biológico de sedimentos. Sin embargo, este ciclo se ha alterado debido a actividades antropogénicas, pues el fósforo acarreado al mar es mucho mayor a causa de sustancias como abonos y detergentes vertidos en las corrientes de agua, mientras que la recuperación hacia la biosfera no se ha acelerado.



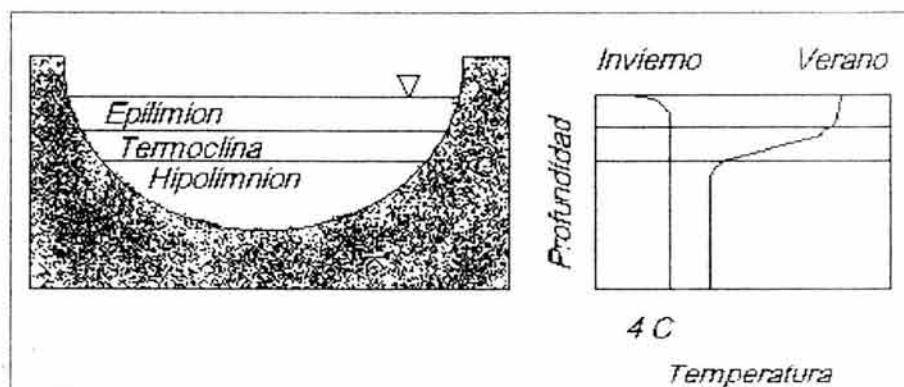
**Desnitrificación.** Es un proceso biológico en el cual el nitrato se transforma en gas nitrógeno y otros productos gaseosos.

**Estratificación térmica:** Sobre 4 ° C, la densidad del agua disminuye con la temperatura. Como resultado, un cuerpo de agua calentado por el sol durante el verano tenderá a desarrollar una capa de agua caliente flotando sobre una de agua más densa y más fría. Así mismo, en el invierno, si la superficie del lago se enfría a menos de 4 ° C, se creará una capa de agua fría que flotará sobre una de agua más densa a 4 ° C. Estas diferencias de densidad entre el agua superficial y la cercana al fondo impide el mezclamiento vertical en el lago, causando un efecto debido a las capas muy estables de agua llamado estratificación térmica.

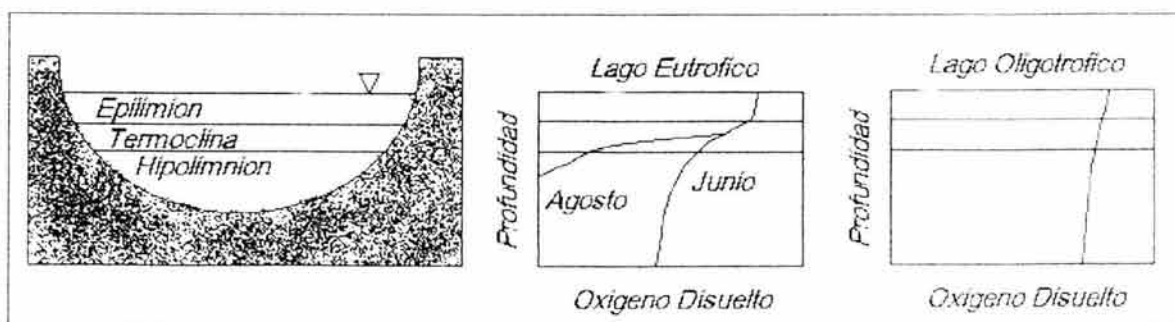
En la capa superior, llamada Epilimnion, el agua caliente está completamente mezclada debido a la acción del viento y de las olas, con lo que el perfil de temperatura es constante. La profundidad del Epilimnion varía de lago en lago y entre las estaciones del año; en lagos chicos es cercana a 1 m, mientras que en los lagos profundos puede llegar a tener 20 m o un poco más.

Debajo de esta capa está una llamada Termoclina o Metalimnion, en la cual la temperatura cae rápidamente. Una capa llamada Hipolimnion esta ubicada en la parte inferior de la Termoclina.

Como las estaciones cambian y llega el invierno la temperatura del Epilimnion baja, y la marcada estratificación del verano comienza a desaparecer. En algún momento del otoño, tal vez con alguna tormenta que agite y haga emerger las aguas inferiores, la estratificación desaparecerá, la temperatura se volverá uniforme y el mezclado completo del lago es posible. Esto se llama *vuelco de otoño*. De la misma forma, en climas que son lo suficientemente fríos como para que la temperatura de la superficie del lago baje a menos de  $4^{\circ}\text{C}$ , se tendrá una estratificación en el invierno, seguida de un *vuelco de primavera*, en el cual hay otra vez una mezcla completa del agua del lago.



Estratificación térmica en un lago, con perfiles de temperatura de verano e invierno.



Perfiles de oxígeno disuelto para lagos eutróficos y oligotróficos durante la estratificación térmica de verano.

**Lago:** De manera general, un lago es una masa de agua dulce o salada que está acumulada en sectores de menor altitud que los que les rodean en la corteza terrestre. Los lagos reciben agua de ríos y glaciares, los que se llaman inmisarios o afluentes; los ríos que extraen agua de los lagos se llaman emisarios. La alimentación y el desalojo de agua de un lago pueden ser tanto superficiales como subterráneos. En todo lago con extensión apreciable se



distinguen tres regiones: el litoral limitado por una terraza de material voluminoso; una parte de pendiente mayor, debida a la acumulación o a los efectos corrosivos; un sector plano que es el fondo del lago, cubierto de sedimentos finos.

En los lagos suele existir una capa superior, o *epilimnion*, de agua que circula con cierta libertad, ubicada sobre una capa fría y profunda, medianamente quieta, llamada *hipolimnion*, en la cual la temperatura decrece en modo exponencial. El plano situado entre estas dos capas se llama *termoclina*.

Todos los lagos acumulan cieno y materia orgánica mediante un proceso natural llamado eutricación; Un lago joven se caracteriza por pocos nutrientes y una baja productividad de plantas. Estos lagos oligotróficos (con poco alimento) adquieren nutrientes de manera gradual por los aportes que recibe, los cuales facilitan el crecimiento de microorganismos. Con el tiempo, se acumulan nutrientes y organismos, los cuales, al decaer, contribuyen a la disminución de oxígeno disuelto en el agua. El lago se vuelve entonces eutrófico (buena cantidad de alimento). Con el tiempo, el lago eutrófico se vuelve un pantano. Mientras que la eutricación es un proceso natural que toma miles de años, es posible el acelerar el cambio mediante actividades humanas. Esto es llamado *eutricación cultural*.

En los lagos suele ocurrir un estado llamado estratificación térmica (véase), el cual empeora el problema de eutricación.

**Lodos activados:** Conjunto de materia orgánica, inorgánica, bacterias, protozoarios y otros organismos floculados presente en los sistemas de tratamiento biológico aeróbico de aguas.

**MLVSS:** Sólidos suspendidos volátiles del licor mezclado.

**Nitrificación.** Es un proceso biológico en el cual el amonio se transforma primeramente en nitritos y seguidamente en nitratos.

**Presas:** Estructura construida con materiales como mampostería, tierra, hormigón, acero, madera, etc., que actúa como barrera para interrumpir el flujo de agua de alguna corriente. Las presas se construyen para alguno de los siguientes fines: Desviar el agua de una corriente; acumular agua para consumo doméstico o industrial; para regular ríos; para producir energía; y para elevar el nivel de una corriente con el fin de hacerla navegable.

**Procesos aerobios.** Son los procesos de tratamiento biológico, que sólo se dan en presencia de oxígeno.

**Procesos anaeróbicos.** Son los procesos de tratamiento biológico que sólo se dan en ausencia de oxígeno.

**Residuo Peligroso.** Es aquella sustancia que, debido a su cantidad, concentración o características físicas, químicas o infecciosas, puede causar o contribuir de forma significativa, tanto a un incremento en la mortandad, como a un aumento en enfermedades serias e irreversibles o incapacitantes y reversibles, o posea un riesgo potencial para la

salud humana o para el medio ambiente cuando sea tratada, almacenada, transportada o dispuesta de manera inadecuada. Además, no tiene un valor comercial. Una sustancia es peligrosa si es inflamable, corrosiva, reactiva o tóxica, o una combinación de las anteriores. Fuente: Gilbert, Ídem, p 298.

**SBR:** Reactor secuencial por lotes. Véase capítulo 5 para mayor información.

**Sustrato.** Es el termino empleado para indicar la materia orgánica o los nutrientes que sufren una conversión o que pueden ser un factor limitante en el tratamiento biológico.

**SVI:** Índice del Volumen de los lodos. Parámetro usado de manera empírica para determinar las características de sedimentación de los lodos activados. Se define matemáticamente como el cociente del volumen de la capa principal de lodos tras media hora de sedimentación de una muestra dada (expresado como mL de sólidos por L de muestra) respecto a los sólidos suspendidos totales del licor mezclado (mg/L). De manera física, el SVI indica el volumen ocupado por unidad de masa de lodos, y, en general, entre mayor sea su valor, su sedimentación es más deficiente.

**Tiempo de residencia de lodos.** Se define como la cantidad total de sólidos en los lodos del sistema, dividida por la tasa de pérdida de sólidos en los lodos del sistema.

**Tiempo de retención.** Es el tiempo promedio empleado por el líquido en la etapa de aeración y es, por tanto, el tiempo de contacto entre los lodos y las aguas residuales.

### Bibliografía y otras fuentes.

\*

APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 16<sup>th</sup> edition, 1985, USA.

Baird, Colin, *Química Ambiental*, Reverté, Barcelona, 2001.

Baird, Colin. *Environmental Chemistry*. 2<sup>nd</sup> edition, 3<sup>rd</sup> printing. Will Fremin and Comp. USA, 2000.

Balley, J. E. y Ollis, D. F. *Biochemical Engineering Fundamentals*. Mc Graw-Hill, USA, 1977.

CNA. *Estadísticas del Agua en México 2003*, p 21. CNA, México.

Donáth-Jobbágy, A. *Kinetic Study of Activated Sludge Wastewater Treatment Systems. Serie Developments in Food Science, Vol. 9: Food Industries and the Environment*. Holló, J. (editor). Elsevier, Budapest, 1984.

Gilbert M. Masters. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. 2<sup>nd</sup> edition, Stanford University / Prentice Hall. USA, 1997.

Hammer. *Water and Wastewater Technology*. J. Wiley, USA, 1975.

Harrison, R. M. *Understanding our Environment*. Royal Society of Chemistry. 3<sup>a</sup> edición, USA, 1999.

INEGI et al., *Cuaderno Estadístico Municipal, Cuautitlán Izcalli, Estado de México*, edición 1996. 1997.

INEGI, *Síntesis de la Información geográfica del Estado de México*, 2001.

Levin, M. y Gealt. *Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos*,

Liu, David H.F. and Lipták, Bela G., *Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, USA, 2000

Perry, *Manual del Ingeniero Químico*, 6<sup>a</sup> edición, Mc Graw Hill, México, 1997. Vol. 2.

Ramallo. *Tratamiento de Aguas Residuales*, Reverté, 2<sup>a</sup> edición en inglés, 1<sup>a</sup> en español, España, 1993.

Romero Rojas, Jairo Alberto, *Calidad del Agua* (2<sup>a</sup> Edición), Alfaomega Grupo Editor, México, D.F. 1999.

Salomons, Förstner (editors) *Heavy Metals. Problems and solutions*. Collection Environmental Science. Springer, 1995, Germany.

Salvat Editores, *Salvat Universal, Diccionario Enciclopédico*. Tomos 13 y 17. 16ª edición, España, 1986.

Schwedt, G. *The Essential to Environmental Chemistry*.

Tebbutt, T. H. Y., *Fundamentos de control de la calidad del Agua*. Limusa, México, D.F., 1999.

UNAM et al, *Temas Ambientales. Zona Metropolitana de la Ciudad de México*, 1996.

vanLoon, G. W. y Duffy, S. J. *Environmental Chemistry, a global perspective*. Oxford.

Water Pollution Control Federation, *Operation of Wastewater Treatment Plants (Manual of Practice # 11)*. Washington, D.C., 1976.

Webber, Jr., W. J. *Control de la calidad del agua. Procesos Fisicoquímicos*. Reverté, España, 1979.

Winkler, Michael A., *Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho*, Limusa, México, D.F., 1989.

Winkler. M. *Biological Treatment of Waste-water*. Ellis Horwood Publishers. 1991, USA.

\*

Beck, W. B., *Controlling VOCs emissions during wastewater treatment*, Chem. Eng., Aug., 2000.

Cassidy, D. et al. *Treatment of Synthetic Nylon Production Wastewaters under Denitrifying Conditions in an Anoxic Sequencing Batch Reactor*. Environmental Progress, Vol. 19, No. 3. Fall, 2000.

Consejo Coordinador Empresarial. Revista CESPEDES Oct/Nov 1998. Centro De Estudios Del Sector Privado Para el Desarrollo Sustentable,

Dennos, R. W., Irvine, R. L. *Effect of Fill: React Ratio on Sequencing Batch Reactors*, Journal WPCF. February, 1979.

Don Vacker. *Important Design Considerations in Wastewater Treatment Plants*. Environmental Progress, Vol. 16, No. 3. Fall, 1997.

Edwards, V. H. et al. *VOC-Control Options During Wastewater Treatment*. Chemical Engineering. September 2000.

EPA, *Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Reactores Secuenciales Por Tandas*, Septiembre, 1999 (EPA 832-F-99-073).

EPA, Onsite Wastewater Treatment Systems Technology Fact Sheet 3: *Sequencing Batch Reactor Systems*. Septiembre, 1999

EPA, Wastewater technology Fact Sheet. *Package Plants*. EPA, Washington, D. C. September 2000.

EPA, Wastewater technology Fact Sheet. *Sequencing Batch Reactors*. EPA, Washington, D. C. September 1999.

Goronszy, M. *Intermittent Operation of the extended Aeration Process for Small Systems*. Journal WPCF. Vol. 51, No. 2, February 1979.

Hoepker / Schroeder, *The Effect of Loading Rate on Batch-activated Sludge Effluent Quality*, JWPCF. February, 1979.

Irvine, R. L. / Busch, A. W. *Sequencing Batch Biological Reactors – an overview*. Journal Water Pollution Control Federation (WPCF). USA. February, 1979.

Ketchum et al. *First Cost Analysis of sequencing batch biological reactors*. Journal WPCF. Vol. 51, No. 2, February, 1979.

Ketchum / Liao. *Tertiary Chemical Treatment For phosphorous Reduction Using Sequencing Batch Reactors*. Journal WPCF. Vol. 51, No. 2, February, 1979.

Manning / Irvine. *The Biological Removal of phosphorous in a sequencing Batch Reactor*. Journal WPCF. Vol. 57, No. 1. January 1985.

NOM-001-ECOL-1996.

Wie-chi Ying et al. *Treatment of Landfill Leachate in Powdered Activated Carbon Enhanced Sequencing Batch Bioreactors*. Environmental Progress, Vol. 6 No. 1, February, 1987.

\*

Flores Rocha, Francisco Javier, Jefe del Departamento del Lago de Guadalupe y Mejoramiento Ambiental, Cuautitlán Izcalli (charla en el día 06 de agosto de 2003)

\*

"Agua", *Enciclopedia Microsoft® Encarta® 99*. © 1993-1998 Microsoft Corporation.

\*

<http://www.acsmedioambiente.com/LoNuevo/mayo.htm>

<http://comercial.reforma.com/MAPAS/cp.asp?ap=1>

<http://www.eccentrix.com/members/hydrogeologie/hidrogeol/04000ciclo.htm>

<http://www.edomexico.gob.mx/se/cuauizcadiag.htm>

<http://www.edomexico.gob.mx/se/maleza.htm>

<http://www.inegi.gob.mx/est/default.asp?c=3671>

<http://www.natlaw.com/pubs/spmxen9.htm> , por la Dra. Cristina Cortinas de Nava.

[http://www.sagan-gea.org/hojared\\_AGUA/paginas/CAgua.html](http://www.sagan-gea.org/hojared_AGUA/paginas/CAgua.html)

<http://tamarugo.cec.uchile.cl/~leherrer/BT53A/SBR/sbrdise.htm#Figura%201> (Leandro Herrera, Universidad de Chile)

<http://www.tanswer.cl/TA/sbr.htm>