

**PROCESO BIOLÓGICO NITRIFICANTE PARA REMOCIÓN DE AMONIO  
PROVENIENTE DEL TRATAMIENTO ANAERÓBICO DE AGUA RESIDUAL  
MUNICIPAL Y LIXIVIADOS DE BASURA ORGÁNICA**

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE ESPECIALIDAD EN  
BIOTECNOLOGÍA**

**PRESENTA**

**MONTAÑO GÓMEZ MARÍA GUADALUPE**

**DIRECTORA**

**MONICA ALICIA MERÁZ RODRÍGUEZ**

**Junio del 2010**

## INDICE

|   |           |
|---|-----------|
| <b>INTRODUCCIÓN.....</b>                                    | <b>4</b>  |
| <b>REACTOR DE LOTE SECUENCIADO (SBR).....</b>               | <b>8</b>  |
| <b>IMPORTANCIA DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES...10</b> |           |
| <b>ANTECEDENTES.....</b>                                    | <b>11</b> |
| <b>OBJETIVOS.....</b>                                       | <b>13</b> |
| <b>METODOLOGIA.....</b>                                     | <b>13</b> |
| <b>RESULTADOS.....</b>                                      | <b>18</b> |
| <b>CONCLUSIONES.....</b>                                    | <b>24</b> |
| <b>BIBLIOGRAFIA.....</b>                                    | <b>25</b> |
| <b>ANEXOS.....</b>  | <b>27</b> |

## 1. INTRODUCCIÓN

En el Valle de México, 1,256 millones de metros cúbicos de agua residual son generados por año, un 86.24% es de aguas residuales municipales (CONAGUA, 2007).

Los contaminantes más importantes presentes en las aguas residuales son la materia orgánica carbonada y nitrogenada que al degradarse liberan nitrógeno en forma de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), metano y  $\text{CO}_2$ .

Los lixiviados de basura representan un gran riesgo para el Valle de México, desde la generación y la falta de disposición y tratamiento producen contaminación de suelos, tierra, acuíferos y problemas públicos de salud.

Los lixiviados son las aguas residuales formadas en los depósitos de basura, debido a la descomposición de los residuos (Montalvo y Guerrero, 2003).

En este caso, la función del tratamiento de las aguas residuales será el garantizar que no existirán efectos nocivos a la salud por entrar en contacto con el agua tratada en las actividades antes descritas. Este tipo de objetivos involucran tratamientos de mayor nivel, que generalmente involucran la implementación de las mejores tecnologías y las calidades logradas son casi tan buenas como las generadas para el agua potable.

### 1.1. EUTROFICACIÓN

Es el enriquecimiento en nutrientes de un ecosistema, es la introducción de cantidades excesivas de nutrientes a un ecosistema que limitan su capacidad de autodepuración.

La explosión de algas y plantas acuáticas que acompaña a la primera fase de la eutrofización impide que la luz penetre convirtiéndolo en anóxico. La explosión de algas que acompaña a la primera fase de la eutrofización provoca un enturbiamiento que impide que la luz penetre hasta el fondo del ecosistema. Como consecuencia en el fondo se hace imposible la fotosíntesis, productora de oxígeno libre, a la vez que aumenta la actividad metabólica consumidora de oxígeno de los descomponedores, que empiezan a recibir los excedentes de materia orgánica producidos cerca de la superficie. De esta manera en el fondo se agota pronto el oxígeno por la actividad aerobia y el ambiente se vuelve pronto anóxico. La radical alteración del ambiente que suponen estos cambios, hace inviable la existencia de la mayoría de las especies que previamente formaban el ecosistema.

El desarrollo de la biomasa en un ecosistema viene limitado, la mayoría de las veces, por la escasez de algunos elementos químicos, como el nitrógeno en los ambientes continentales y el fósforo en los marinos, que los productores primarios necesitan para desarrollarse y a los que llamamos por ello factores limitantes. La contaminación puntual de las aguas, por efluentes urbanos, o difusa, por la contaminación agraria o atmosférica, puede aportar cantidades importantes de esos elementos faltantes. El resultado es un aumento de la producción primaria (fotosíntesis) con importantes consecuencias sobre la composición, estructura y dinámica del ecosistema. La eutrofización produce de manera general un aumento de la biomasa y un empobrecimiento de la diversidad.

En ecosistemas acuáticos, con la eutrofización empiezan a proliferar algas unicelulares, lo más a menudo algas verdes. En los océanos, la eutrofización local, a veces por causas naturales, puede provocar una marea roja o marea blanca: la explosión demográfica de una sola especie alga, que en muchos casos provoca la intoxicación de la fauna mayor.

## Proceso



Una cocha (laguna) en la Amazonía. El proceso de eutrofización ha producido tanto sedimento que la ha convertido en tierra firme. Pronto crecerán árboles y desaparecerá totalmente. *Foto: Y. Hooker*

En un cuerpo de agua cerrado, por ejemplo una laguna, el proceso de eutrofización puede terminar por convertir al cuerpo de agua en tierra firme. Esto ocurre porque los nutrientes que ingresan masivamente al sistema generan una gran biomasa de organismos de vida generalmente efímera que al morir se acumulan sobre el fondo y no son totalmente consumidos por organismos degradadores (especialmente bacterias).

La acumulación de materia orgánica termina por convertir al cuerpo de agua en un pantano y, posteriormente, en tierra firme. Procesos naturales de eutrofización se pueden observar claramente en las lagunas formadas por los cauces antiguos de los ríos amazónicos que se transforman en pantanos y posteriormente se cubren de vegetación.

### 1.1.1. MATERIA ORGANICA

La materia orgánica está compuesta por sustancia cuyo componente principal es el carbono y que forma parte de los organismos vivos.

### 1.1.2. MATERIA ORGANICA CARBONADA Y NITROGENADA

La materia orgánica carbonada está compuesta de una combinación de carbono, hidrogeno, nitrógeno y oxígeno. En algunos casos puede estar otros elementos importantes como el azufre, fosforo, hierro, etc.

El grupo principal de sustancias orgánicas encontradas en las aguas residuales son proteínas (40 a 60%), carbohidratos (25 – 50 %) y grasas y aceites (10%). Además, la urea es el constituyente principal de la orina y es también un importante componente orgánico, aunado con los aminoácidos de las proteínas y ácidos nucleicos.

**Tabla1. Caracterización de las aguas residuales de la ciudad de México (Romero, 1997; Monroy y Viniegra, 2000; Juárez (2005).**

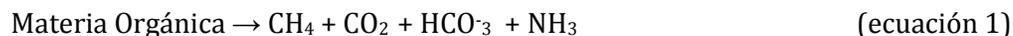
| Parámetro                             | Aguas negras en el valle del Mezquital | Salida del Gran Canal en el Distrito Federal | NOM 001 E00L96    |
|---------------------------------------|--|--|-------------------|
| PH                                    | 7.3 a 8.9                              | 7 a 9  | -                 |
| Grasas y Aceites (mg/L)               | 13 a 35                                | 2 a 3  | 15                |
| SST (mg/L)                            | 50 a 300                               | 50 a 1,000                                   | 150               |
| P-t (mg/L)                            | 20 a 60                                | 1 a 70                                       | 20                |
| N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L) | 0.37 a 2                               | 0.3 a 2.5                                    | -                 |
| N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L) | 45 a 50                                | -  | -                 |
| Ntotal (mg/L)                         | 45 a 52                                | -  | 40                |
| DBO (mg/L)                            | 85 a 280                               | -  | 150               |
| DQO (mg/L)                            | 880 a 4982                             | 200 a 1,000                                  | -                 |
| Coliformes                            | 1x10 <sup>7</sup> a 1x10 <sup>8</sup>  | 2 a 7x10 <sup>8</sup>                        | 1x10 <sup>3</sup> |
| Huevos de Helminto (Hel/L)            | 30 a 90                                | 10 a 60                                      | <1                |

En lixiviados de basura los compuestos carbonados y nitrogenados se encuentran formando parte también de proteínas, carbohidratos y lípidos.

### 1.1.3.1. PROCESOS BIOLÓGICOS PARA LA REMOCIÓN DE COMPUESTOS CARBONADOS Y NITROGENADOS.

#### Procesos anaerobios (heterótrofo)

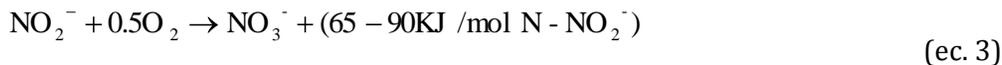
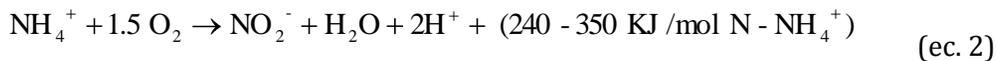
En condiciones anaerobias, se degrada la materia orgánica carbonada en donde es hidrolizada a sus componentes más simples (aminoácidos, ácidos grasos, monosacáridos y posteriormente transformados hasta CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>/HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, durante esta degradación también hay liberación de NH<sub>3</sub> a partir de materia orgánica nitrogenada como proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos (ecuación 1). Esto se puede realizar en condiciones controladas en reactores biológicos como el lecho de lodos ascendente (UASB), reactor de lecho de lodos expandido (EGSB), filtros empacados, entre otros.



## Procesos aerobios Nitrificación (quimiolitotrofico)

La nitrificación es la oxidación biológica de amonio ( $\text{NH}_4$ ) con oxígeno para su transformación a nitrito ( $\text{NO}_2$ ), seguido por la oxidación de estos hasta nitrato ( $\text{NO}_3$ ). La nitrificación es una etapa importante en el ciclo del nitrógeno en los suelos y aguas. Este proceso fue descubierto por el microbiólogo ruso Sergei Winogradsky (Prescott, 2002).

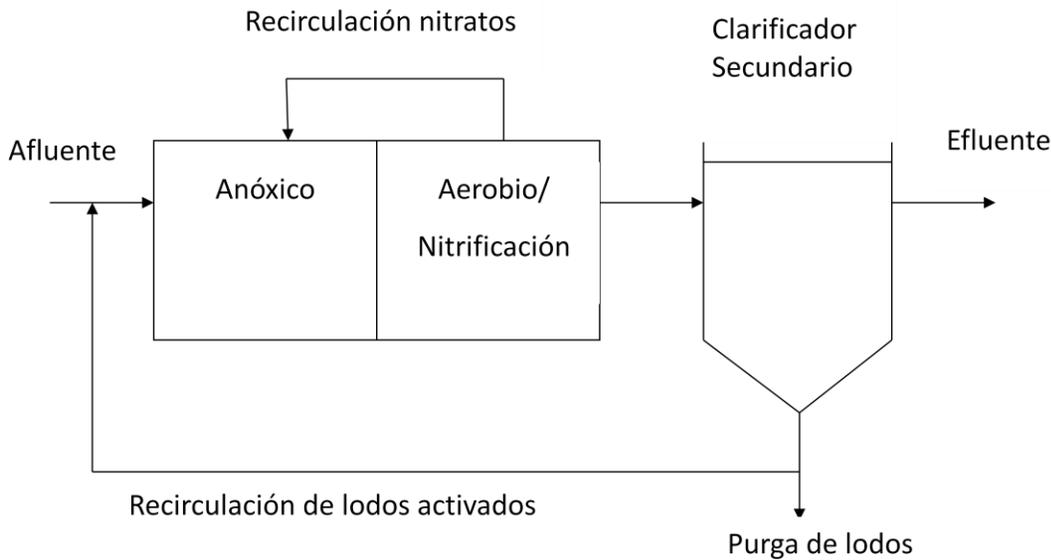
La oxidación del amonio en nitrito, y la subsecuente oxidación a nitrato es realizada por dos especies de bacterias nitrificantes en dos etapas, la primera la hacen bacterias del género microbiológico *Nitrosomonas* y *Nitrosococcus*. La segunda etapa (oxidación de nitrito a nitrato) la llevan a cabo, mayormente, bacterias del género *Nitrobacter* (ecuación 1 y 2). En ambas etapas se produce energía que los microorganismos destinan a la síntesis de ATP. Estos microorganismos nitrificantes son quimioautótrofos por usar dióxido de carbono como fuente de carbono para el crecimiento.



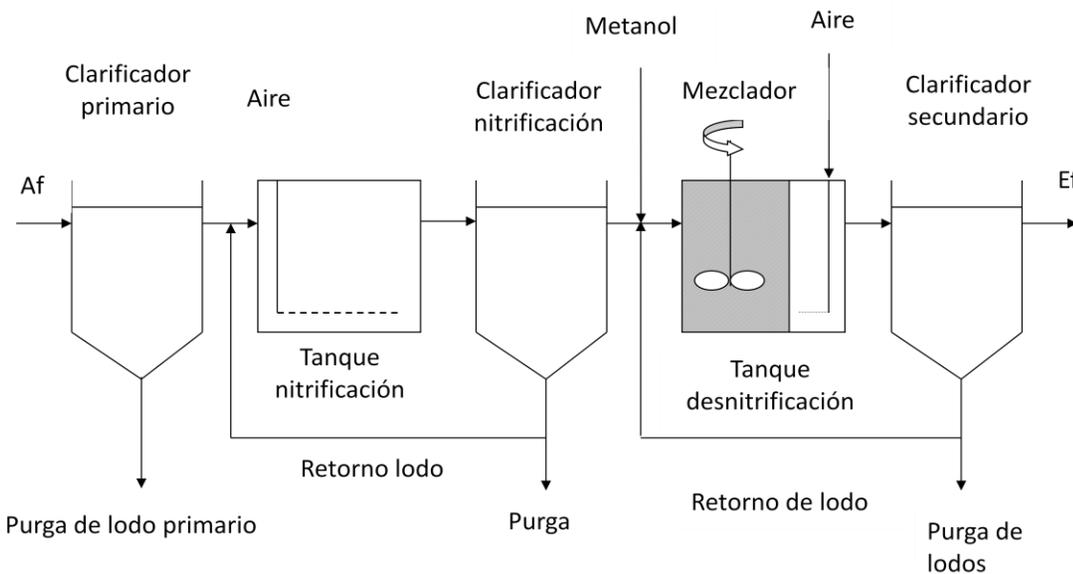
La nitrificación también juega un importante papel en la remoción del nitrógeno de aguas crudas, donde la remoción convencional es por este proceso, seguida de un proceso anaerobio conocido como desnitrificación. El costo del primer proceso reside en la aireación para suministrar el oxígeno a los microorganismos para la oxidación del amonio. En muchos ambientes, ambos organismos subsisten juntos, formando nitrato y transformándolo a  $\text{N}_2$  como producto final.

Recientemente se emplean bacterias denominadas benéficas que son cultivos comerciales que se utilizan para acelerar el proceso de degradación biológica. Uno de estos productos es el que se conoce como Enziclean, que es una mezcla de bacterias aeróbicas-anaeróbicas (facultativas) seleccionadas por su gran actividad y capacidad para realizar este proceso.

Estos procesos pueden ser llevados a cabo en reactores secuenciados, de lecho fluidizado, membrana sumergida, biodiscos y filtros, entre otros. Y pueden formar parte de los procesos integrados de tratamiento de aguas (figura 1 y 2).



**Figura. 1** Proceso biológico de remoción de nitrógeno



**Figura 2.** Diagrama esquemático para el proceso biológico de remoción de nitrógeno.

## 2. REACTOR DE LOTE SECUENCIADO (SBR)

Los reactores biológicos secuenciales (SBR) son reactores discontinuos en los que el agua residual se mezcla con un lodo biológico en un medio aerado. El proceso combina en un mismo tanque reacción, aeración y clarificación. El empleo de un único tanque reduce sustancialmente la inversión necesaria. Otras ventajas de los SBR son la facilidad para el control de la operación, la buena flexibilidad ante fluctuaciones de caudal y concentración de las aguas residuales, y los buenos resultados obtenidos en el tratamiento de compuestos refractarios a los sistemas biológicos convencionales.

Entre los sistemas de depuración biológica los reactores secuenciales de flujo discontinuo, en ingles *sequencing batch reactors* (SBR), son cada vez siendo más utilizados en el tratamiento y depuración de aguas residuales industriales. Un reactor discontinuo secuencial es un sistema de crecimiento suspendido en el que el agua residual se mezcla con un lodo biológico existente en un medio aerado. Es el único proceso biológico en el que se combina en un mismo tanque el proceso de reacción, aeración y clarificación. El sistema SBR consta de, al menos, cuatro procesos cíclicos: llenado, reacción, decantación y vaciado, tanto de efluente como de lodos, tal y como muestra la Figura 3. En la primera fase, llamada llenado estático, se introduce el agua residual al sistema bajo condiciones estáticas. El llenado puede ser dinámico si se produce durante el período de reacción. Durante la segunda fase del ciclo, el agua residual es mezclada mecánicamente para eliminar las posibles espumas superficiales y preparar a los microorganismos para recibir oxígeno. En esta segundo etapa (reacción) se inyecta aire al sistema. La etapa de reacción es un proceso cuyos resultados varían con su duración, y en la que el agua residual es continuamente mezclada y aireada, permitiendo que se produzca el proceso de degradación biológica. El tercer ciclo, llamado etapa de decantación, genera condiciones de reposo en todo el tanque para que los lodos puedan decantar. Durante la última fase, o fase de vaciado, el agua tratada es retirada del tanque mediante un sistema de eliminación de sobrenadante superficial. Finalmente, se puede purgar el lodo generado para mantener constante la concentración de éste.

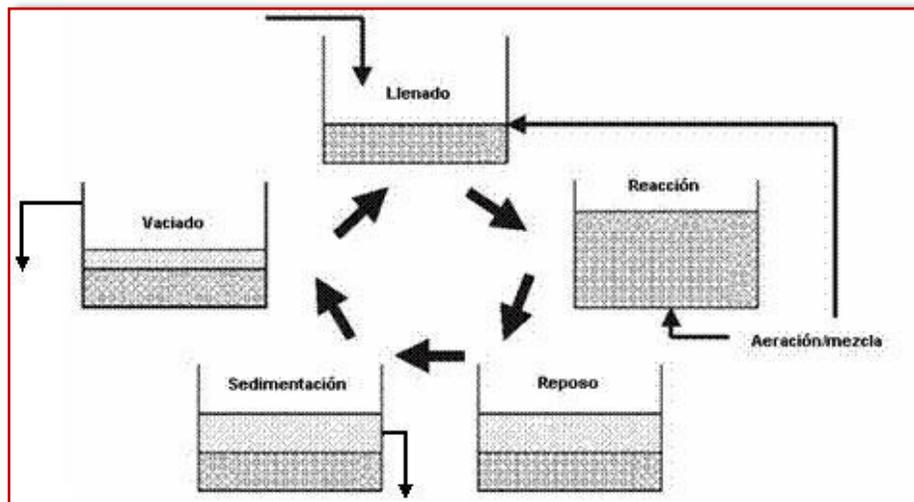


Figura 3. Etapas de un ciclo de operación de un reactor SBR.

Los tiempos de retención y las cargas varían con cada reactor y dependen en gran medida de la carga de agua residual específica. Generalmente, un sistema SBR trabaja con un tiempo de retención hidráulico de 1 a 10 d y un tiempo de retención celular de 10 a 15 d. La concentración de sólidos en suspensión del licor mezcla (SSLM) se suele mantener entre 1.500 y 5.000 mg/L. El control general del proceso puede ser llevado a cabo automáticamente utilizando sensores o temporizadores.

Por su configuración y características los SBR presenta las siguientes ventajas y beneficios:

- Bajo requerimiento de espacio, debido a que se requiere un solo tanque para realizar todo el proceso.
- Menor coste que los sistemas convencionales de tratamiento biológico, como consecuencia de la menor necesidad de terreno y de la simplicidad de los equipos.
- Mejor control del crecimiento de organismos filamentosos y de problemas de decantación.
- Permite eliminación de nutrientes. Los sistemas SBR pueden ser utilizados para realizar un proceso completo de nitrificación-desnitrificación, así como para la eliminación de fósforo. Estos dos parámetros son los que suelen dar más problemas cuando se trabaja con tecnologías convencionales.
- Menor tiempo de control requerido.
- Gran flexibilidad de funcionamiento en función de la duración de los ciclos y del modo de operar.
- Fácil reconocimiento y corrección de los problemas de decantación.
- Versatilidad para trabajar con fluctuaciones de caudal y de concentración de materia orgánica.
- Capacidad para la adaptación de los microorganismos a efluentes con elevado contenido en sales.

Debido a esas ventajas las aplicaciones industriales de los reactores discontinuos secuenciales en la depuración de aguas residuales son muy variadas, siendo particularmente interesante en el tratamiento de corrientes de bajo caudal. Así, se han descrito aplicaciones con éxito para aguas residuales municipales, industria vinícola y destilerías, aguas procedentes de lixiviados de vertederos, industrias de curtidos, aguas residuales hipersalinas, industria papelera, industria láctea, aguas residuales de matadero e industria ganadera porcina, entre otras. Las aplicaciones más novedosas son las relacionadas con aguas residuales de la industria textil, de la industria azucarera y de la industria química (conteniendo compuestos fenólicos, BTX, TNT, etc.), habiéndose mostrado el potencial de los SBR en el tratamiento de aguas residuales industriales.

### 3. IMPORTANCIA DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

En la formulación, planeación y diseño de un sistema de tratamiento se pueden considerar objetivos diferentes, teniendo en cuenta la disponibilidad de recursos económicos y técnicos, así como los criterios establecidos para descarga de efluentes o eficiencias mínimas y eventualmente motivaciones ecológicas.

1. Proteger la Salud Pública y el Medio Ambiente. Si las aguas residuales van a ser vertidas a un cuerpo receptor natural (mar, ríos, lagos), será necesario realizar un tratamiento para evitar enfermedades causadas por bacterias y virus en las personas que entran en contacto con esas aguas, y también para proteger la fauna y flora presentes en el cuerpo receptor natural.
2. El reusó del Agua Tratada. Existen actividades en las que no se requiere utilizar agua potable estrictamente y que se pueden realizar con agua tratada, sin ningún riesgo a la salud, tales como:
  - Riego de Áreas Verdes (glorietas, camellones, jardines, centro recreativos, parques, campos deportivos, fuentes de ornato).
  - Industriales y de servicios (lavado de patios y nave industrial, lavado de flota vehicular, sanitarios, intercambiadores de calor, calderas, cortinas de agua, etc.).

### 3.1. LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BASICOS

TABLA 2

| LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BASICOS              |                           |         |                        |         |                                 |         |                                   |         |                        |         |   |         |                |         |            |         |
|---|---------------------------|---------|------------------------|---------|---------------------------------|---------|-----------------------------------|---------|------------------------|---------|---|---------|----------------|---------|------------|---------|
| PARAMETROS<br>(miligramos por litro, excepto cuando se especifique) | RIOS                      |         |                        |         |                                 |         | EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES |         |                        |         | AGUAS COSTERAS                                    |         |                |         |            |         |
|   | Uso en riego agrícola (A) |         | Uso público urbano (B) |         | Protección de vida acuática (C) |         | Uso en riego agrícola (B)         |         | Uso público urbano (C) |         | Explotación pesquera, navegación y otros usos (A) |         | Recreación (B) |         | ESTUAR (B) |         |
|   | P.M.                      | P.D.    | P.M.                   | P.D.    | P.M.                            | P.D.    | P.M.                              | P.D.    | P.M.                   | P.D.    | P.M.  | P.D.    | P.M.           | P.D.    | P.M.       | P.D.    |
| Temperatura °C (1)  | N.A.                      | N.A.    | 40                     | 40      | 40                              | 40      | 40                                | 40      | 40                     | 40      | 40  | 40      | 40             | 40      | 40         | 40      |
| Grasas y Aceites (2)  | 15                        | 25      | 15                     | 25      | 15                              | 25      | 15                                | 25      | 15                     | 25      | 15  | 25      | 15             | 25      | 15         | 25      |
| Materia Flotante (3)  | ausente                   | ausente | ausente                | ausente | Ausente                         | ausente | ausente                           | ausente | ausente                | ausente | ausente   | ausente | ausente        | ausente | ausente    | ausente |
| Sólidos Sedimentables (ml/l)  | 1                         | 2       | 1                      | 2       | 1                               | 2       | 1                                 | 2       | 1                      | 2       | 1   | 2       | 1              | 2       | 1          | 2       |
| Sólidos Suspendedos Totales   | 150                       | 200     | 75                     | 125     | 40                              | 60      | 75                                | 125     | 40                     | 60      | 100   | 175     | 75             | 125     | 75         | 125     |
| Demanda Bioquímica de Oxígeno5                                      | 150                       | 200     | 75                     | 150     | 30                              | 60      | 75                                | 150     | 30                     | 60      | 100   | 200     | 75             | 150     | 75         | 150     |
| Nitrógeno Total   | 40                        | 60      | 40                     | 60      | 15                              | 25      | 40                                | 60      | 15                     | 25      | N.A.  | N.A.    | N.A.           | N.A.    | 15         | 25      |
| Fósforo total   | 20                        | 30      | 20                     | 30      | 5                               | 10      | 20                                | 30      | 5                      | 10      | N.A.  | N.A.    | N.A.           | N.A.    | 5          | 10      |

### 4. ANTECEDENTES

Venkata, Chandrashekara, Krishana, Madhavi y Sharma (2003), reportaron que el reactor SBR tiene verdaderas ventajas sobre los procesos convencionales de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales, evaluando el desempeño del reactor de lote secuenciado para el tratamiento químico de aguas residuales complejas con una configuración aeróbica de crecimiento suspendido, realizando una secuencia total de 24 h (15 min; fase de llenado, 23 h de fase de reacción (aireación con recirculación); 30 minutos de sedimentación y 15 minutos de la fase de salida, fue empleado y estudiado con varios rangos de cargas orgánicas (1.0 Kg DQO/m<sup>3</sup>d, 1.7Kg DQO/m<sup>3</sup>d y 3.5 Kg DQO/m<sup>3</sup>d). El desempeño del SBR fue evaluado por medio de la remoción de carbono y parámetros opcionales tales como pH, potencial de oxido reducción, SV, SS, SSV, los cuales fueron monitoreados durante la operación del reactor. El SBR mostro relativamente más eficiencia sobre los sistemas convencionales de crecimiento suspendido convencional. Cerca del 8% de sulfato fue removido bajo condiciones anoxicas a todos los rangos de carga orgánica estudiados. Mejorando el desempeño con el SBR sobre el sistema convencional puede hacerse para fortalecer a corto plazo las condiciones de estado inestables acoplado con las condiciones periódicas de los microorganismos (estado fisiológico) para así definir las condiciones de proceso las cuales facilitan las condiciones metabólicas requeridas para el tratamiento químico de efluentes complejos.

**Xiujin, Ruihong (2002)**, Estudiaron el tratamiento aerobio de aguas residuales de la industria láctea con sistemas de reactor de lote secuencial alimentado, en el cual el funcionamiento de la primera y segunda etapa del reactor fueron analizadas para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea, en la primera etapa el SBR fue evaluado con 10,000mg/L de DQO el afluente a 3 TRH de 1,2,y 3 días y 20,000 mg/L de DQO el afluente a 4 TRH (1, 2, 3 y 4 días). El primer día fue encontrado suficiente para el tratamiento de 10,000 mg/L DQO de agua residual con una eficiencia de remoción de 80.2 % DQO, 63.4 % de sólidos totales, 66.2 % de sólidos volátiles, 75% de nitrógeno y 38.3% de nitrógeno total del liquido del efluente. Segundo día el TRH fue encontrado suficiente para el tratamiento de 20,000 mg/L DQO de agua residual de la industria láctea sin cumplir la oxidación de amonio deseada. Sin embargo el cuarto día el TRH necesito ser usado para completar la oxidación de amonio. La segunda etapa consistió en una mezcla completa de biopelícula del reactor la cual fue capaz de lograr una completa oxidación de amonio y carbono comparable con los sólidos y remoción de nitrógeno usando 1/3 menor de TRH comparado con un solo sistema SBR.

**Yang, Zhou (2008)**, reportaron el tratamiento biológico de rellenos sanitarios usando un sistema simultaneo de bioreactor aerobio y anaerobio, el cual fue utilizado para la remoción de contaminantes orgánicos y amonio en un relleno sanitario generado en Guangzhou, China, donde la concentración del influente de DQO fueron de 1000-3300 y 80-230 mg L<sup>-1</sup> respectivamente. El promedio de la concentración del efluente de DQO y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>\_N fueron 131 y 7 mg L<sup>-1</sup> respectivamente. La concentración de DQO y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>\_N alcanzaron el segundo grado estándar del efluente (DQO<300 mg L<sup>-1</sup> , NH<sub>4</sub><sup>+</sup>\_N< 25 mg L<sup>-1</sup>), para este tipo de agua residual. El análisis del cromatograma de gas- espectro de masa (GC/MS) fue usado para medir los contaminantes orgánicos en el relleno sanitario. Alrededor de 87 compuestos orgánicos fueron detectados en este relleno sanitario de los cuales 16 correspondieron a la lista de contaminantes prioritarios estabilizados por la agencia de protección del medio ambiente US. De los 87 contaminantes orgánicos fueron removidos completamente alrededor de 31 por el bioreactor (SAA). La concentración de más de 14 contaminantes orgánicos fueron reducidos por más del 80% y la eficiencia de remoción de los otros contaminantes orgánicos fue arriba del 50%.

**Droppelmann y Michael Oettinger (2009)**, estudiaron el tratamiento en lodo activado del lixiviado de un relleno sanitario, reportando el comportamiento de un lodo activado en cuanto a su capacidad para remover la demanda biológica de oxígeno (DBO) y el nitrógeno amoniacal de un lixiviado previamente tratado en una laguna anaeróbica. El lixiviado pre tratado presenta concentraciones de DBO<sub>5</sub> y de N-NH<sub>4</sub> entre 1150 y 3017 mg/L y 1350 y 1750 mg/L respectivamente. La investigación se llevó a cabo en un reactor piloto de 30L, operando a tres factores de carga. Al mayor factor de carga aplicado (0,073 kg DBO<sub>5</sub>/kg SSV día, 0,07 kg N-NH<sub>4</sub>/SSV), operando con un tiempo de residencia hidráulico de 10 días, se logran altas remociones de DBO<sub>5</sub> (98%, 0,24 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>) y de N-NH<sub>4</sub> (99%, 0,15 kg N-NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> día). En estas condiciones de operación, las concentraciones de DBO<sub>5</sub> (41mg/L), y de N-NH<sub>4</sub> (10 mg/L) a la salida del lodo activado, cumplirían con holgura la norma chilena de emisión a alcantarillado. De acuerdo a los resultados obtenidos, es posible lograr altas remociones de DBO<sub>5</sub> (98%, 0,24 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup> día) y de N-NH<sub>4</sub> (99%, 0,15 kg N-NH<sub>4</sub>/m<sup>3</sup> día) cuando al lodo activado se aplican 0,073 kg DBO<sub>5</sub>/kg SSV día (TRH 10 días) y 0,07 kg N-NH<sub>4</sub>/SSV día. A estas condiciones de operación, las concentraciones de DBO<sub>5</sub> (41 mg/L), y de N-NH<sub>4</sub> (10 mg/L) a la salida del lodo activado, cumplirían con holgura la norma chilena de emisión a alcantarillado (D.S. N°609/1998).

**Zhong, Li, Tao, Wang y He (2009)**, reportaron la remoción de nitrógeno de lixiviados de rellenos sanitarios vía nitrificación ex situ y desnitrificación secuencial in situ donde tanto la nitrificación ex situ como la

desnitrificación in situ representan un novedoso acercamiento para la gestión (administración) de nitrógeno en rellenos sanitarios. La remoción simultánea de amonio y compuestos orgánicos se consiguieron en un reactor de tanque agitado continuo (CSTR). En el cual los resultados mostraron el máximo rango de carga de orgánicos (ORL) fueron de  $0.65 \text{ g N L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  y  $3.84 \text{ g de DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$  respectivamente. En el funcionamiento del CSTR, libre de inhibición de amonio y bajo oxígeno disuelto fueron encontrados ser principalmente los factores que afectan la acumulación de nitrógeno. La desnitrificación in situ fue estudiada en una columna de basura sólida municipal (MSW) revaluando el lixiviado nitrificado desde el CSTR, la descomposición de MSW fue acelerada por recirculación de lixiviado nitrificado. La reducción completa del nitrógeno total oxidizado (TON) fue obtenida con una carga máxima de TON de  $28.6 \text{ g N t}^{-1} \text{ TS d}^{-1}$  y la desnitrificación fue la reacción principal responsable de esto, adicionalmente, la inhibición de metanogénesis fue observada mientras la carga de (TON) fue sobre  $11.4 \text{ g N t}^{-1} \text{ TS d}^{-1}$  y la inhibición fue mejorada con un incremento de la carga de (TON).

## 5. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el proceso nitrificante para remoción de amonio proveniente del tratamiento anaerobio de agua residual municipal y lixiviados de basura orgánica.

### 5.1. OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Obtener un cultivo Nitrificante
- Arrancar un reactor de tipo Filtro Nitrificante inoculado con el cultivo anterior
- Evaluar el proceso de Nitrificación en el Filtro Aerobio

#### 5.1.1. JUSTIFICACION

- Generación de altas concentraciones de amonio de un tratamiento anaerobio de ARM+LIX
- Remoción de nitrógeno de efluentes tratados

## 6. METODOLOGIA

- Se colecto lodo secundario de la planta de tratamiento aguas Residuales de Cerro de la Estrella
- En un matraz biológico de 2L, se colocaron 1000 mL de lodo y se alimento con 1L de efluente proveniente de un reactor anaerobio enriquecido con un medio mineral nitrificante quimiolitotrofico con la siguiente composición (Tabla 3).

**Tabla 3. Medio mineral nitrificante quimiolitotrofico**

|                                 |           |
|---------------------------------|-----------|
| NaHCO <sub>3</sub>              | 1.308 g/L |
| MnCl                            | 0.03 g/L  |
| K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> | 0.087 g/L |

- Se realizaron curvas estándar para la determinación de amonio, nitrato, y nitrito.

### 6.1. Método de evaluación de amonio

Preparación de la solución Buffer: Se pesaron 14.35 mL de ácido acético glacial, se agregaron 26.8g de acetato de Magnesio y se aforo a 500 mL

Preparación de la solución de 1000 ppm de  $\text{NH}_4 = 1000 \text{ mg/L} = 1 \text{ g/L}$

PM  $\text{NH}_4 = 18 \text{ g/mol}$

Preparación de la solución de 100 ppm de  $\text{NH}_4 = 0.1 \text{ g/L}$

PM  $\text{NH}_4\text{Cl} = 53.45 \text{ g/mol}$

$$\frac{1 \text{ g NH}_4}{18 \text{ g NH}_4} \cdot \frac{53.45 \text{ g NH}_4\text{Cl}}{1} = 2.96 \text{ g NH}_4\text{Cl}$$

2.96 g  $\text{NH}_4\text{Cl} \longrightarrow 1000 \text{ mL}$

X  $\longrightarrow 500 \text{ mL}$

X = 1.4847 g  $\text{NH}_4\text{Cl}$

### Lectura del electrodo

Se agregaron 100 mL de  $\text{H}_2\text{O}$  destilada + 10 mL de sol. ISA agitando y se tomo la primera lectura con un electrodo, posteriormente se agregaron 10 mL de 1000 ppm y nuevamente se tomo la lectura.

Verificando que el rango de diferencia del electrodo estuviera entre 54 a 60 mV

### Curva Estándar

Se tomaron 100 mL de solución 100 ppm + 10 mL de sol. ISA y se registro la lectura en mV.

Posteriormente se tomaron 100 mL de solución 1000 ppm + mL de sol. ISA y se registro se la lectura en mV.

### Método de evaluación de amonio por el método espectrofotometrico

El nitrógeno proveniente del amonio en sus dos formas  $\text{NH}_3$  y  $\text{NH}_4$  es cuantificado por el método sugerido por Solorzano (1969). La determinación esta basada en la reacción con hipoclorito de sodio en presencia de fenol, formado primero monocloramina y después un compuesto azul de indofenol a un pH alto.

Reacción:

En una solución ligeramente alcalina, el amonio reacciona con el hipoclorito formando monocloramina:



En presencia de fenol y cantidades catalíticas de nitroprusiato de sodio ( $\text{Na}_2 \text{Fe} (\text{CN})_5 \text{NO} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) la monocloramina se transforma en un compuesto azul de indofenol.

Reactivos:

Fenol.  $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$ : Se colocaron 50g de Fenol puro y luego se aforaron a 500 mL con alcohol etílico.

Nitroprusiato de sodio  $\text{Na}_2\text{Fe} (\text{CN})_5 \text{NO} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ : Se disolvió 1g de nitroprusiato de sodio en 200 mL de agua y se guardo en una botella ambar. Esta solución es estable más o menos por un mes.

Reactivo alcalino (Citrato de sodio  $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{NaOH}$ ) 100g de citrato de sodio y 5 g de  $\text{NaOH}$  y se disolvieron en 500 mL de agua. Estable por varios meses.

Hipoclorito de sodio  $\text{NaOCl}$ : Se uso directamente del envase

Preparación de la muestra:

Solución oxidante fresca: Se mezclaron 10 mL del reactivo alcalino + 3 mL de hipoclorito de sodio

En primer lugar se realizaron las diluciones correspondientes a cada una de las muestras donde para todas las entradas fue (1/1000 100 µL muestra en 100 mL de agua), y para las salidas ((1/1000 100 µL muestra en 100 mL de agua), (1/400 100µL muestra en 40 mL de agua), (1/300 100 µL muestra en 30 mL de agua)).

1. Se tomaron 5 mL de la muestra y se vertieron en un tubo de ensaye, a los cuales se les agregaron 0.2 mL de fenol).
2. Se adicionaron 0.2mL de nitroprusiato de sodio y se agito
3. Se añadieron 0.5 mL de solución oxidante fresca
4. El color se desarrollo aproximadamente en dos horas (durante este tiempo se colocaron en oscuridad)
5. La lectura se efectuó en un espectrofotómetro a 640 nm.
6. La coloración fue generalmente azul – verde
7. Todo se hizo por duplicado

BLANCOS:

Los blancos tienen por objeto medir la absorbancia que presentan solamente los reactivos, para esto se tomaron 5mL de agua destilada y se agregaron los reactivos que fueron aplicados a las muestras originales en igual cantidad (0.2 mL de fenol, 0.2 mL de nitroprusiato y 0.5 mL de solución oxidante).

### 6.1.1. Método de evaluación de nitrato

Para la cuantificación de nitratos se utilizó el reactivo comercial Nitrover 5, que determina concentraciones entre 0-30 mgNO<sub>3</sub>/L.

Se preparó una solución madre concentrada

$$\frac{0.2 \text{g NO}_3}{62 \text{g NO}_3} \cdot 85 \text{g NaNO}_3 = 0.2741 \text{g NaNO}_3 / 1000 \text{ mL}$$

$$0.137 \text{g NaNO}_3 / 500 \text{ mL}$$

Se pesaron 0.137g NaNO<sub>3</sub> y se aforaron a 500mL.

A partir de la solución madre se realizaron diluciones para alcanzar las concentraciones mencionadas en la tabla 4.

**Tabla 4. Preparación de Solución Madre I**

| NO <sub>3</sub> mg/L | Sol. Madre (mL) | Alícuota |
|----------------------|-----------------|----------|
| 5                    | 1.25            | 10mL     |
| 10                   | 2.50            | 10mL     |
| 15                   | 3.75            | 10mL     |
| 20                   | 5.00            | 10mL     |
| 25                   | 6.25            | 10mL     |
| 30                   | 7.5             | 10mL     |

$$C_1V_1=C_2 V_2$$

C<sub>1</sub>= Sol. Madre (200mg/L)

C<sub>2</sub>= 5 mg/L

V<sub>1</sub>=?

V<sub>2</sub>= Volumen final de la dilución (50 mL)

$$V_1 = \frac{C_2 V_2}{C_1}$$

C<sub>1</sub>

$$V_1 = \frac{(5 \text{ mg/L}) (50 \text{ mL})}{(200 \text{ mg/L})} = 1.25 \text{ mL}$$

### Preparación del blanco

Se agregaron 10 mL de agua destilada + el reactivo Nitraver 5

Para la determinación de Nitratos se tomaron 0.5 mL de cada muestra previamente filtrada + 9.5 mL de agua destilada + Nitraver 5 + agito 1 minuto + espero 5 min. Y finalmente se leyó a 370 nm. El análisis se realizo por duplicado en cada una de las muestras de entrada y salida del reactor.

### 6.1.2. Método de evaluación de nitritos (0-1000 µg NO<sub>2</sub>/L)

Para la cuantificación de nitritos se utilizo el método basado en la reacción de Griess.

Se una solución Madre 1 (0.2 gNO<sub>2</sub>/L)

$$\frac{0.2 \text{ g NO}_2}{46 \text{ g NO}_2} \times 69 \text{ g NaNO}_2 = 0.30000 \text{ g NaNO}_2 / 1000 \text{ mL}$$

$$0.15 \text{ g NaNO}_2 / 500 \text{ mL}$$

Se pesaron 0.15g NaNO<sub>2</sub>/500 mL para la Solución Madre I

0.2g NO<sub>2</sub>= 200mg NO<sub>2</sub>= 200,000 µg/L

Solución Madre II (4000 µg/L)

C<sub>1</sub>= 200,000 µg/L

C<sub>2</sub>= 4000 µg/L

V<sub>1</sub>=?

V<sub>2</sub>= 250 mL

$$C_1V_1= C_2 V_2$$

$$V_1 = \frac{C_2 V_2}{C_1}$$

C<sub>1</sub>

$$V_1 = \frac{(4000 \mu\text{g/L}) (250\text{mL})}{(200,000 \mu\text{g/L})} = 5 \text{ mL}$$

Teniendo preparada la solución madre I, se tomaron 5 mL y se adicionaron a un matraz volumétrico aforando a 250 mL tabla 5.

**Tabla 5. Preparación de Solución Madre II**

| <b>NO<sub>2</sub>µg/L</b> | <b>Sol. Madre (mL)</b> | <b>Alícuota</b> |
|---------------------------|------------------------|-----------------|
| 50                        | 0.625                  | 50mL            |
| 100                       | 1.250                  | 50mL            |
| 250                       | 3.125                  | 50mL            |
| 500                       | 6.25                   | 50mL            |
| 750                       | 9.375                  | 50mL            |
| 1000                      | 12.5                   | 50mL            |

$$C_1 V_1 = C_2 V_2$$

$$C_1 = 4000 \mu\text{g/L}$$

$$C_2 = 50 \mu\text{g/L}$$

$$V_1 = ?$$

$$V_2 = 50\text{mL}$$

1) Se tomaron 50 mL de la muestra y se le adiciono 1mL de solución de sulfanilamida

2) Esperando 2 minutos

3) Se tomo 1 mL de solución de N-Naftil-Etilendiamina

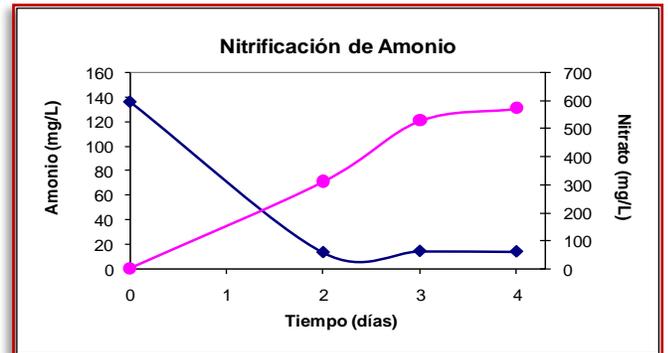
4) Finalmente se leyó a 543 nm en un espectrofotómetro

Para realizar la curva estándar se utilizo agua desionizada tanto para la preparación de la solución madre I como la II y se realizo por triplicado.

## 7. RESULTADOS

### ➤ PRIMERA CINÉTICA

| Nitrificación de Amonio |               |                        |                         |
|-------------------------|---------------|------------------------|-------------------------|
|                         | Tiempo (Días) | Sustrato Amonio (mg/L) | Producto Nitrato (mg/L) |
| Lunes                   | 0             | 136.31                 | 0.00                    |
| Miercoles               | 2             | 13.00                  | 310.37                  |
| Jueves                  | 3             | 14.00                  | 528.14                  |
| Viernes                 | 4             | 13.64                  | 571.85                  |

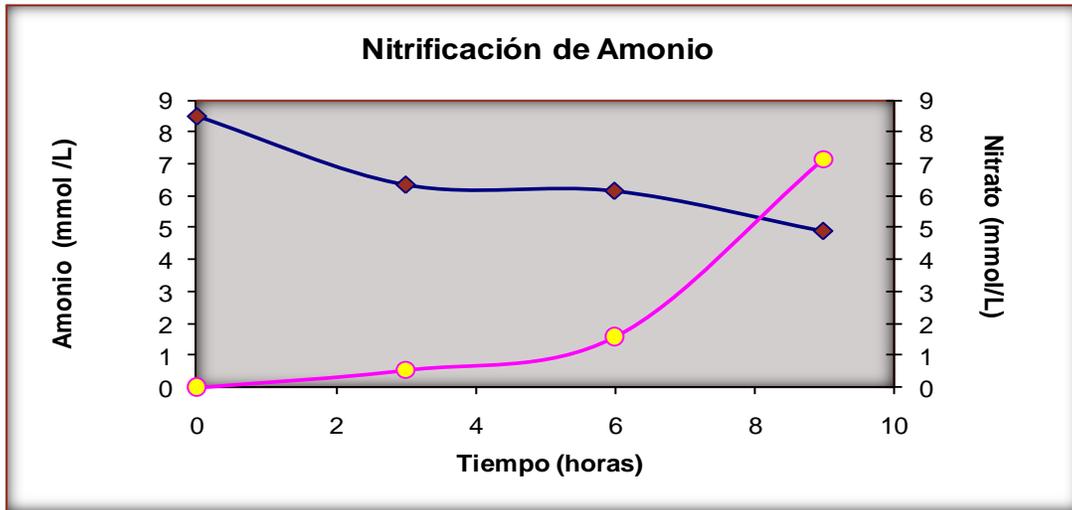


Grafica 1. Cinetica 1 Nitrificación de Amonio

La primera cinética se realizó a 3g DQO/L se realizó cada 24 horas, aquí el reactor nitrificó al 92% ya que la mayor parte de amonio que entro fue consumido y transformado a nitrato, como se observa en esta grafica.

➤ SEGUNDA CINETICA

| Cinetica de Nitrificación de Amonio realizada el 21/09/09 |           |                |                        |                         |                        |                        |
|---|-----------|----------------|------------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|
|   |           | Tiempo (horas) | Sustrato Amonio (mg/L) | Producto Nitrato (mg/L) | mmolNH <sub>4</sub> /L | mmolNO <sub>3</sub> /L |
| Entrada   | 8:00 a.m  | 0              | 152.513                | 0.00                    | 8.473                  | 0                      |
| Salida  | 11:00 a.m | 3              | 113.83                 | 33.889                  | 6.324                  | 0.547                  |
| Salida  | 14:00 a.m | 6              | 110.35                 | 97.778                  | 6.130                  | 1.577                  |
| Salida  | 17:00 a.m | 9              | 87.682                 | 442.222                 | 4.871                  | 7.133                  |

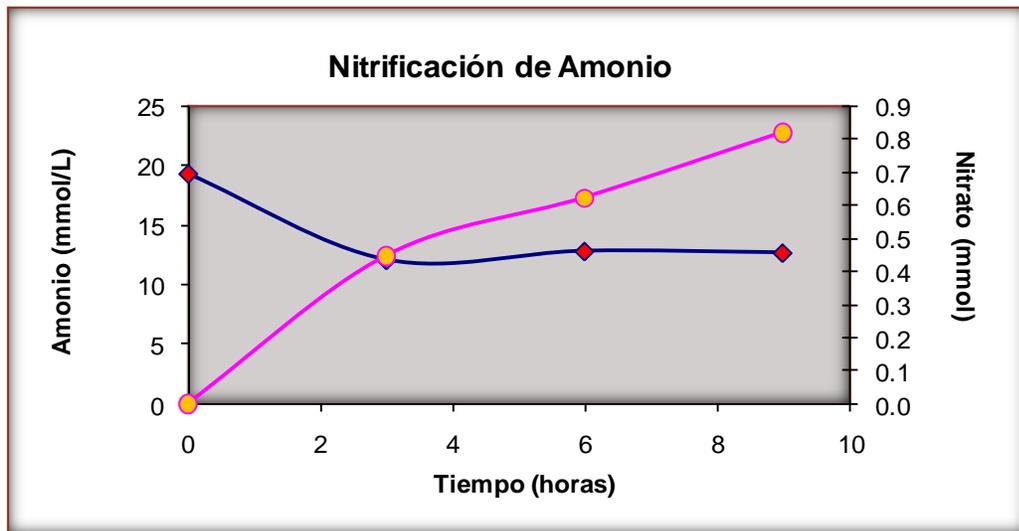


Grafica 2. Cinética 2 Nitrificación de Amonio

En esta segunda cinética realizada a 6g DQO/L el reactor estaba nitrificando muy bien mostrando una eficiencia de remoción de amonio de un 95%.

➤ TERCERA CINETICA

| Cinetica de Nitrificación de Amonio realizada el 02/12/09 |           |                |                        |                         |           |           |
|---|-----------|----------------|------------------------|-------------------------|-----------|-----------|
|   |           | Tiempo (horas) | Sustrato Amonio (mg/L) | Producto Nitrato (mg/L) | mmolNH4/L | mmolNO3/L |
| Entrada   | 8:00 a.m  | 0              | 346.325                | 0.00                    | 19.240    | 0         |
| Salida  | 11:00 a.m | 3              | 217.158                | 27.667                  | 12.064    | 0.446     |
| Salida  | 14:00 a.m | 6              | 230.353                | 38.556                  | 12.797    | 0.622     |
| Salida  | 17:00 a.m | 9              | 227.928                | 50.778                  | 12.663    | 0.819     |

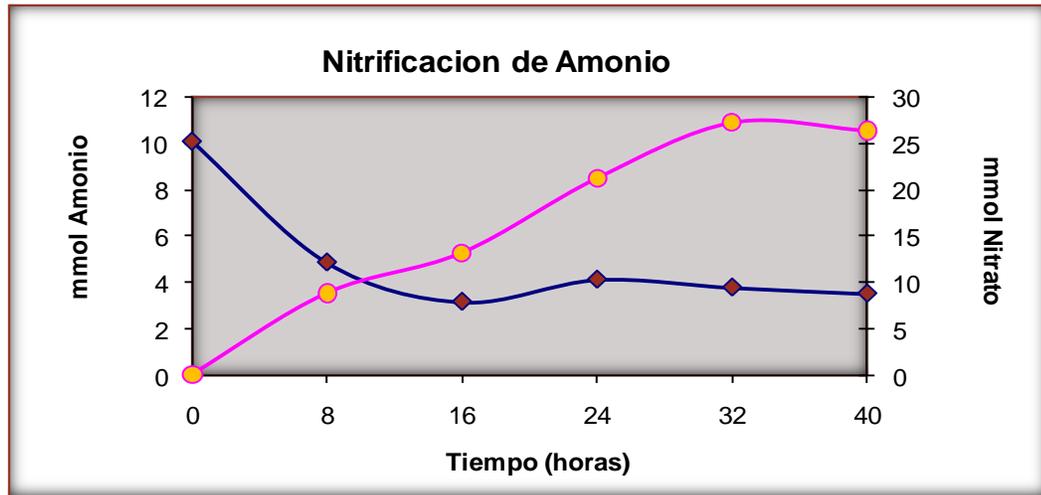


Grafica 3. Nitrificación de Amonio

En esta tercera cinética realizada a 9g DQO/L el cultivo estuvo teniendo una oxidación parcial con la presencia de nitrito, en esta etapa el lodo empezó a tener sólidos aparentemente inertes, debido a que la calidad del efluente disminuyo teniendo un promedio de sólidos totales de 600 mg de salida, lo que llevo a esta desestabilización del reactor el cual ya no estaba nitrificando bien obteniendo una eficiencia de remoción de 79%.

➤ CINÉTICA 4

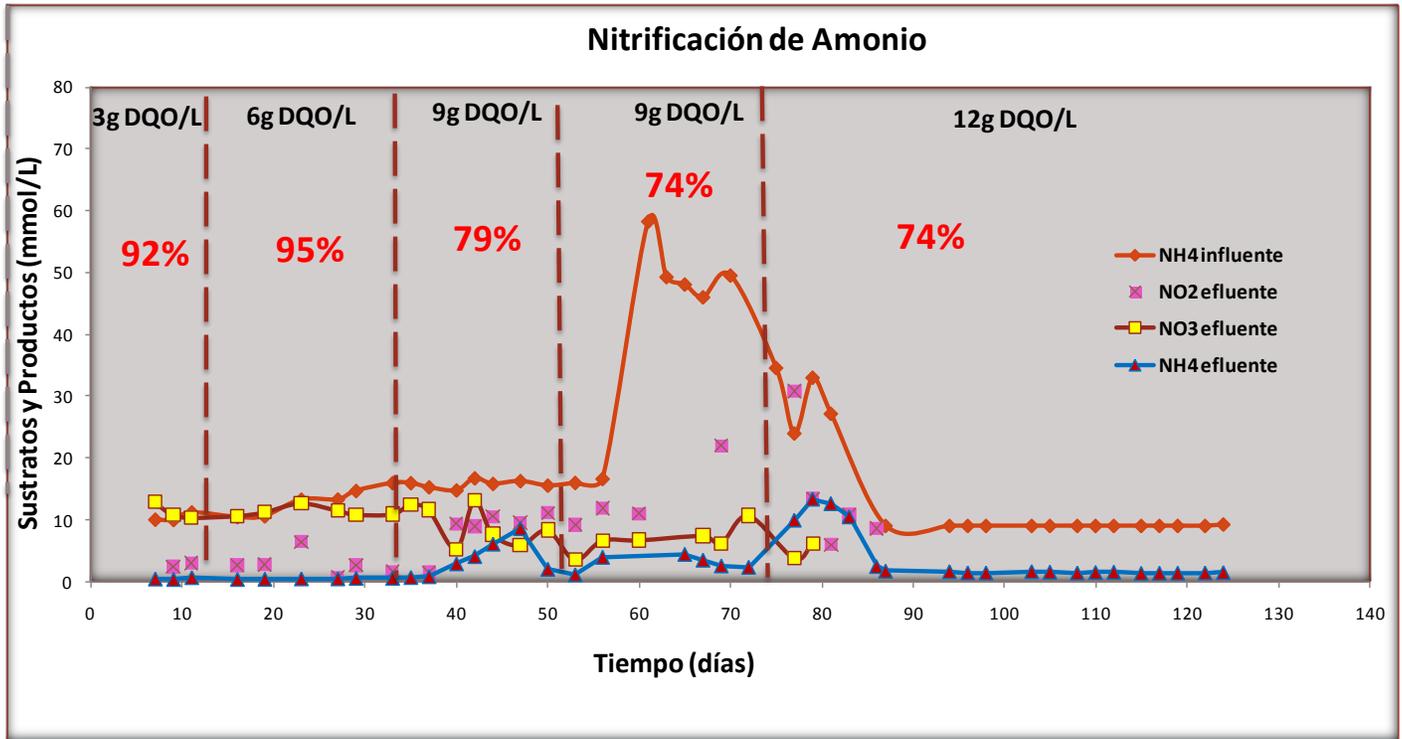
| Cinética de Nitrificación de Amonio realizada el 20/01/2010 |            |                |                        |                         |                         |                         |
|---|------------|----------------|------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
|   |            | Tiempo (horas) | Sustrato Amonio (mg/L) | Producto Nitrito (mg/L) | mmol NH <sub>4</sub> /L | mmol NO <sub>3</sub> /L |
| Entrada   | 9:00 a.m.  | 0              | 181.389                | 0.00                    | 10.077                  | 0                       |
| Salida  | 05:00 p.m. | 8              | 87.500                 | 546.448                 | 4.861                   | 8.814                   |
| Salida  | 09:00 a.m. | 16             | 56.944                 | 816.940                 | 3.164                   | 13.176                  |
| Salida  | 05: 00 p.m | 24             | 74.167                 | 1316.940                | 4.120                   | 21.241                  |
| Salida  | 09:00 a.m. | 32             | 68.056                 | 1688.525                | 3.781                   | 27.234                  |
| Salida  | 05:00 p.m. | 40             | 63.333                 | 1633.88                 | 3.519                   | 26.353                  |



Grafica 3. Nitrificación de Amonio

En esta cuarta cinética realizada también a 9g DQO/L, el amonio se incremento 3.5 veces de lo que se estaba alimentando anteriormente, el cual se quedo como producto parcial de la nitrificación, obteniendo una eficiencia de remoción del 74%.

➤ OPERACIÓN DEL REACTOR SBR

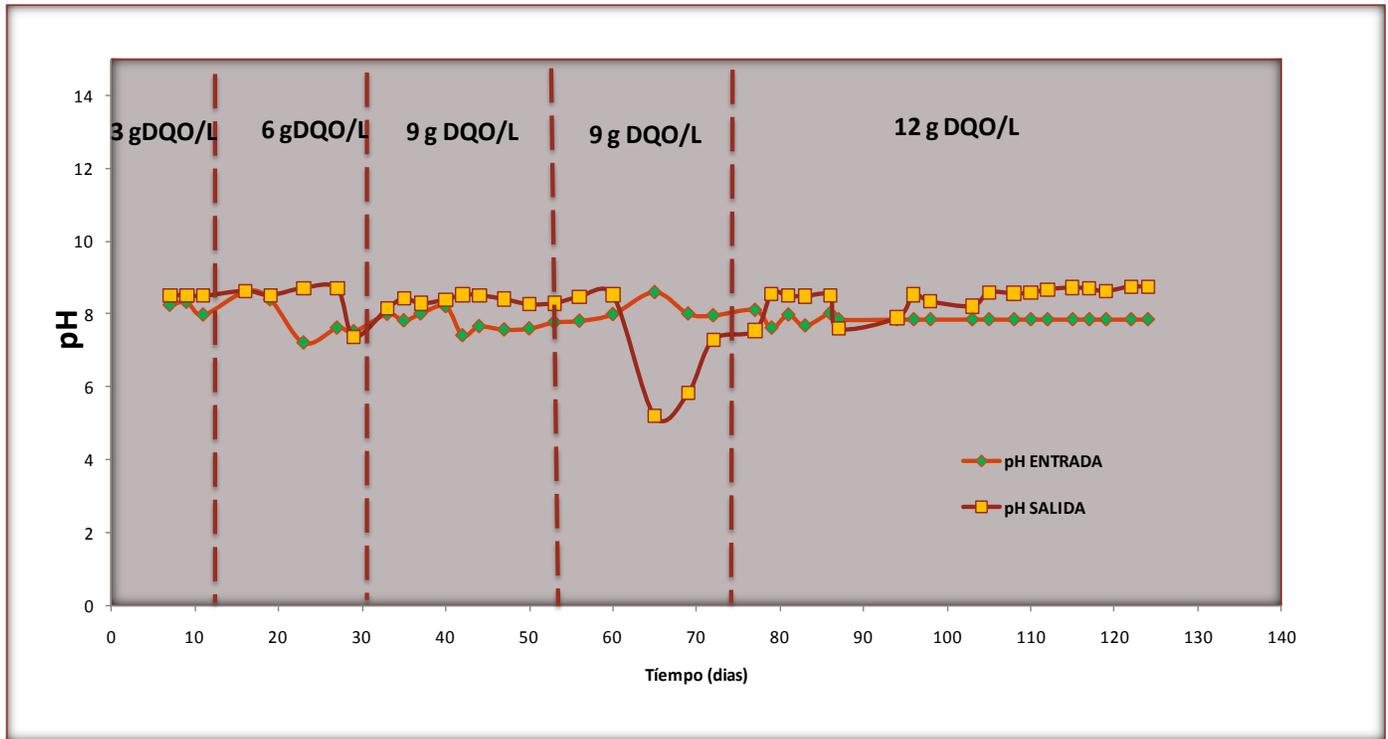


Grafica 5. Nitrificación de amonio

En esta grafica se muestran los resultados obtenidos durante el monitoreo de 140 días, en donde se observa claramente que a partir del día 60 donde se manejo una concentración de 9g DQO/L, el amonio de entrada fue muy alto ( 58.272 mmolNH<sub>4</sub>/L), esto debido a que el reactor anaerobio del cual se utilizaba el efluente para alimentar este reactor aerobio, fue alimentado con un lixiviado muy maduro, ya que no fue tomado de la misma pila de la cual se había estado alimentando desde el inicio de la investigación, además de que no fue realizada ninguna dilución antes de alimentarlo, al realizar el análisis de amonio de lixiviado se encontró un valor muy alto demostrando que efectivamente el amonio era muy alto, lo cual dio como resultado en el reactor SBR una alta concentración de Nitratos y Nitritos.

Apartir del día 88 a 12g de DQO/L, se cambio el lote del lixiviado en el efluente por lo tanto el reactor se estabilizo alcanzando un 74% de consumo de amonio, sin embargo el lote presento aparentemente una interferencia con la técnica de nitratos por presencia de metales en el lixiviado sobreestimando la concentración de nitratos.

➤ OPERACIÓN DEL REACTOR SBR



Grafica 6. Entrada y Salida de pH

En esta grafica se obtuvo que a 9g DQO/L (lixiviado maduro) el pH presentó valores ácidos en el efluente (5.0). Después del cambio de lote de lixiviado, el pH volvió a ser alcalino (8.0).

## 8. CONCLUSIONES

- Se obtuvo un inóculo nitrificante con capacidad de oxidación del 100%.
- Se alcanzó una eficiencia de consumo del amonio de 93, 95, 87 y 74% con un efluente anaerobio de 3, 6, 9 y 12 DQO/L.
- La presencia de sólidos suspendidos totales en la alimentación ( $600 \pm 19$  mg/L) desestabilizó el proceso nitrificante.
- La edad madura del lixiviado (> contenido de amonio) promovió la oxidación parcial del amonio y la formación de nitrito.
- A 9g DQO/L (lixiviado maduro) el pH presentó valores ácidos en el efluente (5.0). Después del cambio de lote de lixiviado, el pH volvió a ser alcalino (8.0).
- Cuando se alimentó efluente de una concentración inicial de 12 g DQO/L (88% eficiencia de remoción en proceso anaerobio), la nitrificación decayó debido probablemente a otras sustancias inhibitoras presentes en el efluente.

## 9. BIBLIOGRAFIA

Anderson, I. and Levine J (1994). Relative rates of nitric oxide and nitrous oxide production by nitrifier, denitrifiers and nitrate respirers. *Appl. Environ, Microbiol.* 51, 938 – 945.

S. Montalvo y L. Guerrero. Tratamiento Anaerobio de Residuos. Universidad Técnica Federico Santa María. Valparaiso Chile. 2003.

Kato M.T. (1994). Anerobic treatment of low strength soluble wastewaters. PhD Thesis. Departament of Evironmental Technology, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.

Perez F.S. (2004). Removall of matter organic matter by anaerobic digestion, nitrification-denitrification. Master Thesis Dept. Biotechnology. Metropolitan Autonomous University Iztapalapa. México.

Kiely, Gerard. (1999). Ingeniería Ambiental Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de digestión. Madrid: Mc Graw-Hill, pp 870-872.

Prescott, Harley Klein(2002). Microbiologia 5ta edición Mc Graw-Hill interamericana. Aravaba Madrid.

Artiga Acuña Priscila (2005), Contribución a la mejora del tratamiento biológico de aguas residuales de la industria de curtidos, Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, Saltos del Petrohue Los Lagos Chile.

Martínez Marta Eiroa (2003), Eliminación Biológica de compuestos Orgánicos y Nitrogenados presentes en los efluentes de una industria productora de resinas, Tesis doctoral, Facultad de Ciencias, España.

Núñez Recio Luis Alberto (1999), Eliminación Biológica de Carbono y Nitrógeno en aguas residuales de matadero mediante biorreactores UASB, EGSB y fangos activos (FA), Tesis doctoral, Facultad de Ciencias, España.

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/wasman](http://www.elsevier.com/locate/wasman)

Información Tecnológica

Vol. 20(1), 11-19 (2009)

doi:10.1612/inf.tecnol.3916it.07

NORMA Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996

NMX-AA-099-SCFI

NMX-AA-079-SCFI

NMX-AA-026-SCFI

[http://www.natureduca.com/agro\\_suelos\\_composic2.php](http://www.natureduca.com/agro_suelos_composic2.php)

[http://books.google.com.mx/books?id=30etGjzPXywc&pg=PA20&lpg=PA20&dq=%22materia+organica+nitrogenada%22&source=bl&ots=OzteDTdHi6&sig=c\\_eQylC4P6oclbim2DVmxbhcLQI&hl=es&ei=c\\_1HSo22E8m0twf6x7TbBg&sa=X&oi=book\\_result&ct=result&resnum=10](http://books.google.com.mx/books?id=30etGjzPXywc&pg=PA20&lpg=PA20&dq=%22materia+organica+nitrogenada%22&source=bl&ots=OzteDTdHi6&sig=c_eQylC4P6oclbim2DVmxbhcLQI&hl=es&ei=c_1HSo22E8m0twf6x7TbBg&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=10)  
[http://www.natureduca.com/agro\\_suelos\\_composic2.php](http://www.natureduca.com/agro_suelos_composic2.php)  
[http://www.geocities.com/arsocorro/agricola/capituloV\\_manejo.htm](http://www.geocities.com/arsocorro/agricola/capituloV_manejo.htm)  
[http://es.wikibooks.org/wiki/Ingenier%C3%ADa\\_de\\_aguas\\_residuales/Procesos\\_biol%C3%B3gicos\\_aerobios](http://es.wikibooks.org/wiki/Ingenier%C3%ADa_de_aguas_residuales/Procesos_biol%C3%B3gicos_aerobios)  
[http://148.206.53.232:8991/F/PNYM2DLF9LB9C35Q8QYXQ5S4FU9HJFV82UY284MJ1NXQ9UQ4UL-01308?func=item-global&doc\\_library=IZT01&doc\\_number=000079024&year=&volume=&sub\\_library=UAM](http://148.206.53.232:8991/F/PNYM2DLF9LB9C35Q8QYXQ5S4FU9HJFV82UY284MJ1NXQ9UQ4UL-01308?func=item-global&doc_library=IZT01&doc_number=000079024&year=&volume=&sub_library=UAM)

Garrido, J.M.; Omil, F.; Arrojo, B.; Mendez, R. y Lema, J. (2001) "Carbon and nitrogen removal from a wastewater of an industrial dairy laboratory with a coupled anaerobic filter – sequencing batch reactor system". *Water Sci. Technol.* 43, 249.

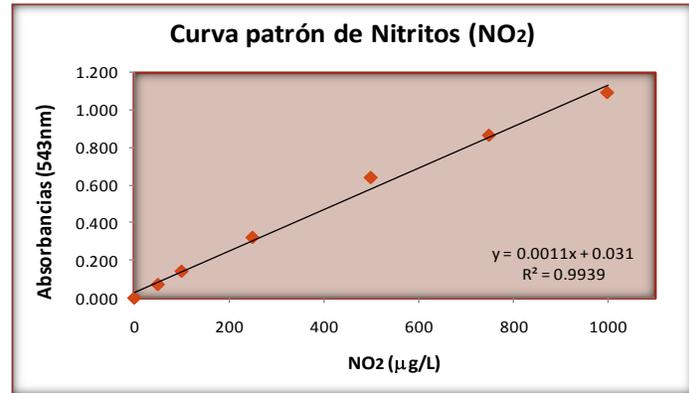
Ha, S.-R.; Qishan, L. y Vinitnantharat, S. (2000) "COD removal of phenolic wastewater by biological activated carbon-sequencing batch reactor in the presence of 2,4-DCP". *Water Sci. Technol.* 42, 171.

Contreras E. Francisco (1994) *Manual de técnicas hidrobiológicas*, México Trillas UNAM, 141 p.

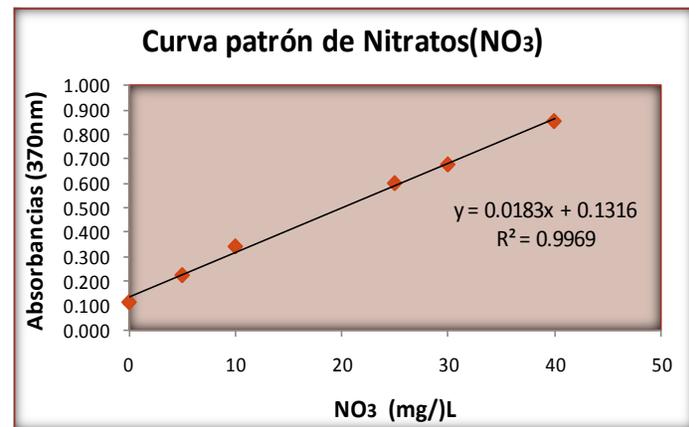
10. ANEXOS

➤ CURVAS PATRÓN

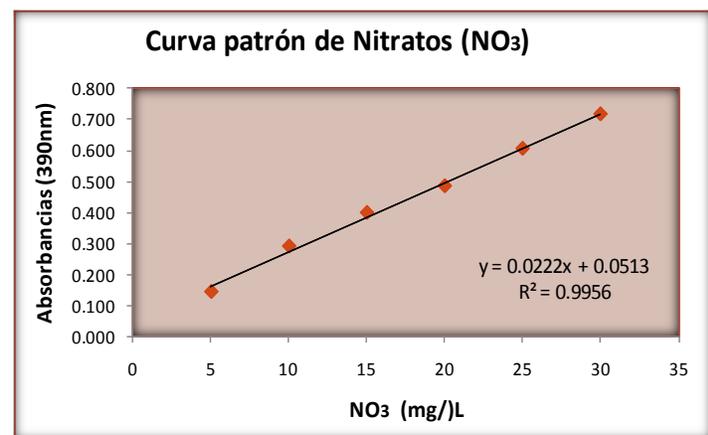
| Curva patrón de Nitritos(NO <sub>2</sub> ). |                      |       |       |          |            |
|---|----------------------|-------|-------|----------|------------|
| Concentración                               | Absorbancias (543nm) |       |       | Promedio | Desviación |
| NO <sub>2</sub><br>(μg/L)                   | 1                    | 2     | 3     |          | estándar   |
| 0   | 0.000                | 0.000 | 0.000 | 0.000    | 0.000      |
| 50  | 0.071                | 0.071 | 0.073 | 0.072    | 0.001      |
| 100   | 0.139                | 0.144 | 0.143 | 0.142    | 0.003      |
| 250   | 0.319                | 0.323 | 0.322 | 0.321    | 0.002      |
| 500   | 0.646                | 0.636 | 0.636 | 0.639    | 0.006      |
| 750   | 0.840                | 0.875 | 0.875 | 0.863    | 0.020      |
| 1000  | 1.100                | 1.110 | 1.060 | 1.090    | 0.026      |



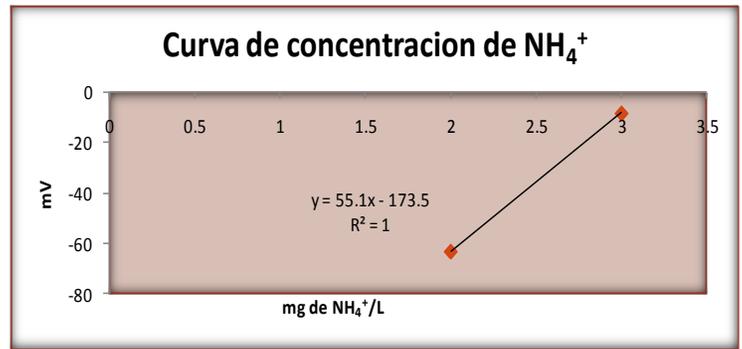
| Curva patrón de Nitratos(NO <sub>3</sub> ). |                      |       |          |            |
|---|----------------------|-------|----------|------------|
| Concentración                               | Absorbancias (370nm) |       | Promedio | Desviación |
| NO <sub>3</sub><br>(mg/L)                   | 1                    | 2     |          | estándar   |
| 0   | 0.112                | 0.109 | 0.111    | 0.002      |
| 5   | 0.223                | 0.221 | 0.222    | 0.001      |
| 10  | 0.339                | 0.341 | 0.340    | 0.001      |
| 25  | 0.598                | 0.602 | 0.600    | 0.003      |
| 30  | 0.676                | 0.678 | 0.677    | 0.001      |
| 40  | 0.846                | 0.864 | 0.855    | 0.013      |



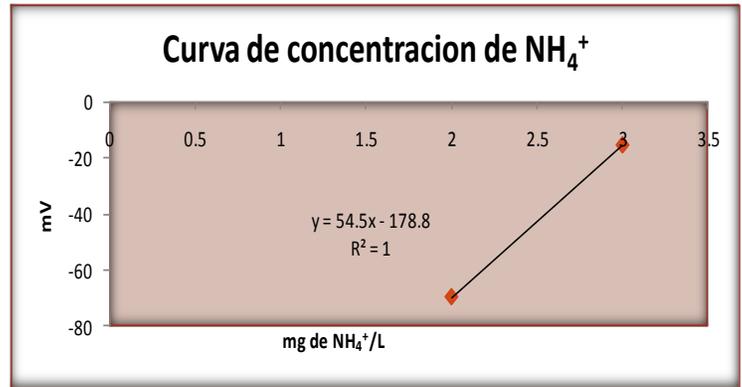
| Curva patrón de Nitratos(NO <sub>3</sub> ). |                      |       |          |            |
|---|----------------------|-------|----------|------------|
| Concentración                               | Absorbancias (390nm) |       | Promedio | Desviación |
| NO <sub>3</sub><br>(mg/L)                   | 1                    | 2     |          | estándar   |
| 5   | 0.139                | 0.150 | 0.145    | 0.008      |
| 10  | 0.292                | 0.290 | 0.291    | 0.001      |
| 15  | 0.401                | 0.397 | 0.399    | 0.003      |
| 20  | 0.470                | 0.500 | 0.485    | 0.021      |
| 25  | 0.608                | 0.603 | 0.606    | 0.004      |
| 30  | 0.719                | 0.714 | 0.717    | 0.004      |



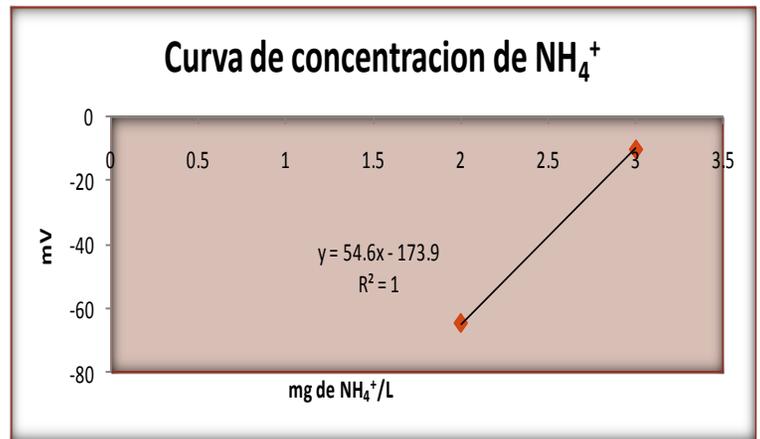
| DATOS PARA LA CURVA PATRON DE AMONIO PRIMERA CINETICA |              |       |  |
|---|--------------|-------|--|
| Concentracion   | Log concent. | mV    |  |
| mgNH4/L   | NH4+/L       |       |  |
| 100   | 2            | -63.3 |  |
| 1000  | 3            | -8.2  |  |



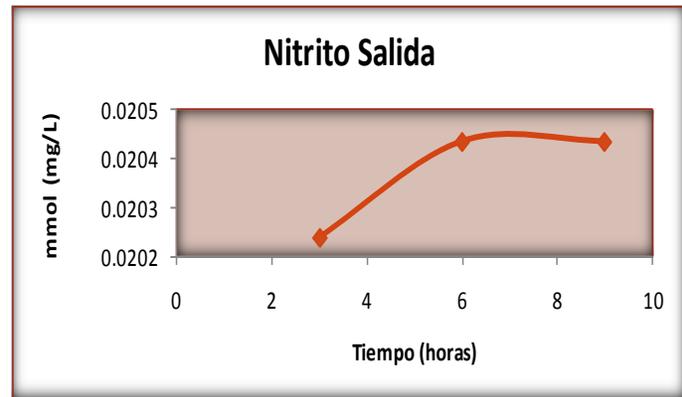
| DATOS PARA LA CURVA PATRON DE AMONIO SEGUNDA CINETICA |              |       |  |
|---|--------------|-------|--|
| Concentracion   | Log concent. | mV    |  |
| mgNH4/L   | NH4+/L       |       |  |
| 100   | 2            | -69.8 |  |
| 1000  | 3            | -15.3 |  |



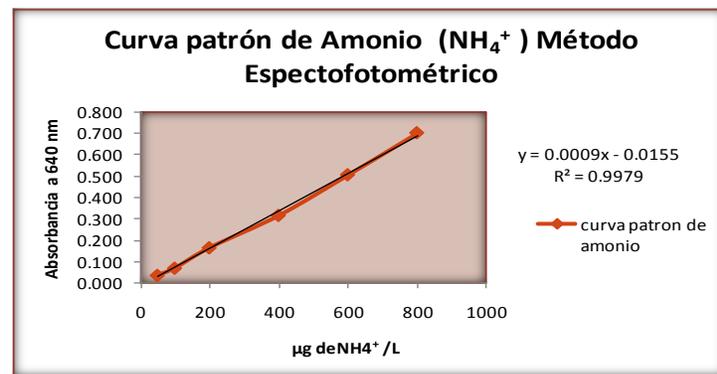
| DATOS PARA LA CURVA PATRON DE AMONIO TERCER CINETICA |              |       |       |  |
|--|--------------|-------|-------|--|
| Concentracion  | Log concent. | mV    |       |  |
| mgNH4/L  | NH4+/L       |       |       |  |
| 100  | 2            | -65.6 | -64.7 |  |
| 1000   | 3            | -10.1 | -10.1 |  |



| Nitrito Salida |                |                       |                         |
|----------------|----------------|-----------------------|-------------------------|
| Fecha          | Tiempo (horas) | Nitrito Salida (mg/L) | mmol NO <sub>2</sub> /L |
| 21/09/2009     | 3              | 0.931                 | 0.0202                  |
| 21/09/2009     | 6              | 0.94                  | 0.0204                  |
| 21/09/2009     | 9              | 0.94                  | 0.0204                  |



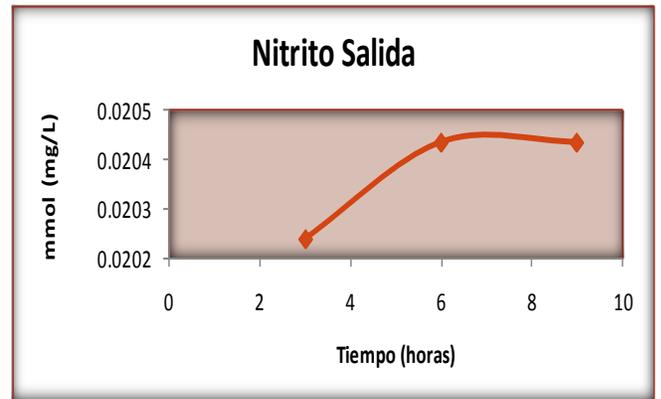
| DATOS PARA LA CURVA PATRON DE AMONIO CUARTA CINETICA  |                      |       |          |                     |
|---|----------------------|-------|----------|---------------------|
| METODO ESPECTOFOTOMÉTRICO                             |                      |       |          |                     |
| Curva patrón de Amonio(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) |                      |       |          |                     |
| Concentración NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg/L)     | Absorbancias (640nm) |       | Promedio | Desviación estándar |
|   | 1                    | 2     |          |                     |
| 50  | 0.037                | 0.038 | 0.038    | 0.001               |
| 100   | 0.072                | 0.070 | 0.071    | 0.001               |
| 200   | 0.162                | 0.170 | 0.166    | 0.006               |
| 400   | 0.329                | 0.304 | 0.317    | 0.018               |
| 600   | 0.507                | 0.504 | 0.506    | 0.002               |
| 800   | 0.687                | 0.715 | 0.701    | 0.020               |



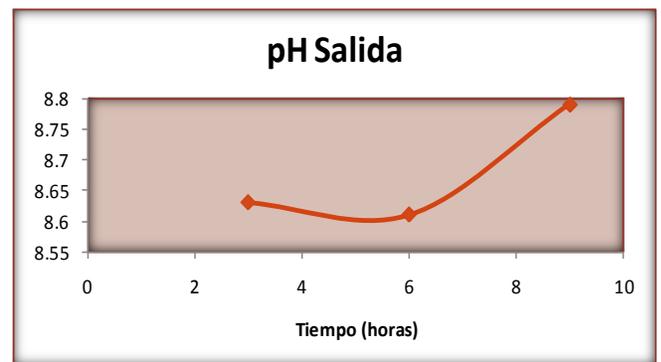
➤ SEGUNDA CINETICA

| Cinetica de Nitrificacion de Amonio realizada el 21/09/09 |           |                |                        |                         |           |           |
|---|-----------|----------------|------------------------|-------------------------|-----------|-----------|
|   |           | Tiempo (horas) | Sustrato Amonio (mg/L) | Producto Nitrato (mg/L) | mmolNH4/L | mmolNO3/L |
| Entrada   | 8:00 a.m  | 0              | 152.513                | 0.00                    | 8.473     | 0         |
| Salida  | 11:00 a.m | 3              | 113.83                 | 33.889                  | 6.324     | 0.547     |
| Salida  | 14:00 a.m | 6              | 110.35                 | 97.778                  | 6.130     | 1.577     |
| Salida  | 17:00 a.m | 9              | 87.682                 | 442.222                 | 4.871     | 7.133     |

| Nitrito Salida |                |                       |            |
|----------------|----------------|-----------------------|------------|
| Fecha          | Tiempo (horas) | Nitrito Salida (mg/L) | mmol NO2/L |
| 21/09/2009     | 3              | 0.931                 | 0.0202     |
| 21/09/2009     | 6              | 0.94                  | 0.0204     |
| 21/09/2009     | 9              | 0.94                  | 0.0204     |

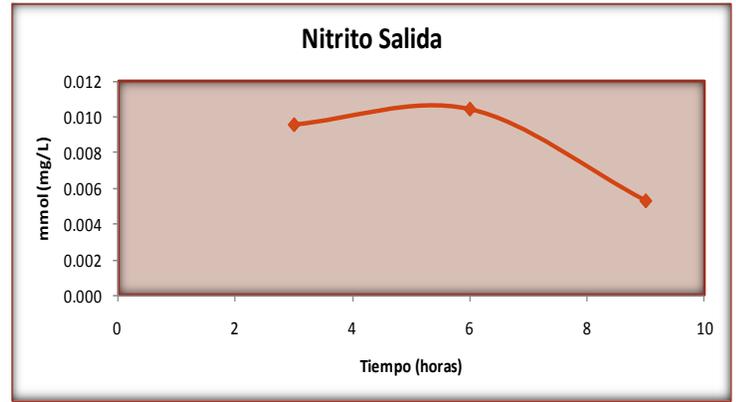


| pH Salida  |                |        |
|------------|----------------|--------|
| Fecha      | Tiempo (horas) | Salida |
| 21/09/2009 | 3              | 8.63   |
| 21/09/2009 | 6              | 8.61   |
| 21/09/2009 | 9              | 8.79   |

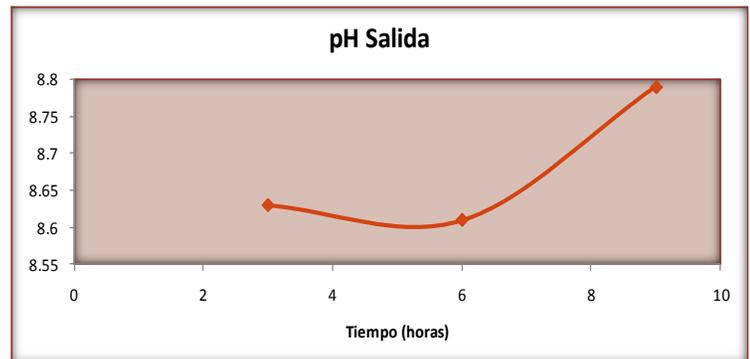


➤ TERCERA CINÉTICA

| Nitrito Salida |                |                       |                         |
|----------------|----------------|-----------------------|-------------------------|
| Fecha          | Tiempo (horas) | Nitrito Salida (mg/L) | mmol NO <sub>2</sub> /L |
| 02/12/2009     | 3              | 0.439                 | 0.010                   |
| 02/12/2009     | 6              | 0.479                 | 0.010                   |
| 02/12/2009     | 9              | 0.244                 | 0.005                   |

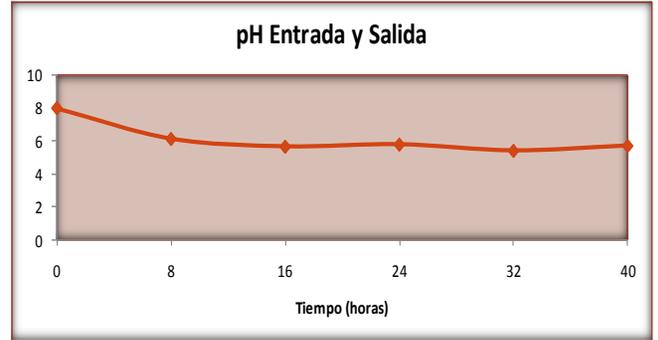


| pH Salida  |                |        |
|------------|----------------|--------|
| Fecha      | Tiempo (horas) | Salida |
| 02/12/2009 | 3              | 8.63   |
| 02/12/2009 | 6              | 8.61   |
| 02/12/2009 | 9              | 8.79   |



➤ CUARTA CINETICA

| pH Entrada y Salida |                |      |         |
|---------------------|----------------|------|---------|
| Fecha               | Tiempo (horas) | pH   |         |
| 20/01/2010          | 0              | 8.01 | Entrada |
| 21/01/2010          | 8              | 6.15 | Salida  |
| 21/01/2010          | 16             | 5.68 | Salida  |
| 21/01/2010          | 24             | 5.81 | Salida  |
| 22/01/2010          | 32             | 5.43 | Salida  |
| 22/01/2010          | 40             | 5.73 | Salida  |





Iztapalapa, D.F. a 23 de junio del 2010

El jurado designado por la  
División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Unidad Iztapalapa  
aprobó la tesis

Proceso biológico nitrificante para remoción de amonio proveniente del  
tratamiento anaerobio de agua residual municipal y lixiviados de  
basura orgánica

que presentó

Montaño Gómez María Guadalupe

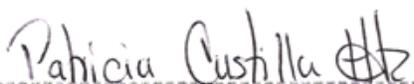
Comité Tutorial:

Directora: Dra. Mónica Alicia Meráz Rodríguez

  
-----

Jurado:

Lectora: Dra. Patricia Castilla Hernández

  
-----