

1. INTRODUCCIÓN

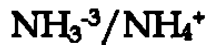
El nitrógeno, en sus diversas formas, presente en las aguas residuales, tiende a ser transformado durante el manejo de éstas. Dicho elemento puede disminuir los niveles de oxígeno disuelto en las aguas receptoras; además, es capaz de estimular el crecimiento de plantas, presentar toxicidad hacia la vida acuática, interferir con la acción desinfectante del cloro, presentar un riesgo para el hombre y afectar la capacidad de reuso del agua residual.

Los procesos químicos y biológicos que se realizan en las plantas de tratamiento pueden cambiar la estructura química en que se encuentra el nitrógeno de acuerdo a diversos factores.

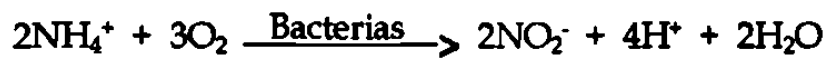
1.1 Ciclo del Nitrógeno

Durante el ciclo del nitrógeno las reacciones de transformación más importantes corresponden a fijación, amonificación, asimilación, nitrificación y desnitrificación. Estas reacciones pueden ser llevadas a cabo por determinados microorganismos, con ganancia neta o pérdida de energía.

Las consideraciones de energía juegan un papel importante en la determinación de las reacciones que ocurren durante el proceso de nitrificación. Los principales compuestos que se forman durante el ciclo del nitrógeno son: nitrógeno gaseoso, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrito y nitrato, con los siguientes estados de oxidación:



La nitrificación es la oxidación biológica del amoníaco, primero a nitrito y posteriormente a nitrato. Las bacterias responsables de estas reacciones son denominadas quimioautotróficas debido a que emplean compuestos inorgánicos como fuente de energía. Generalmente el género *Nitrosomonas* está involucrado en la conversión de amonio a nitrito bajo condiciones aeróbicas:



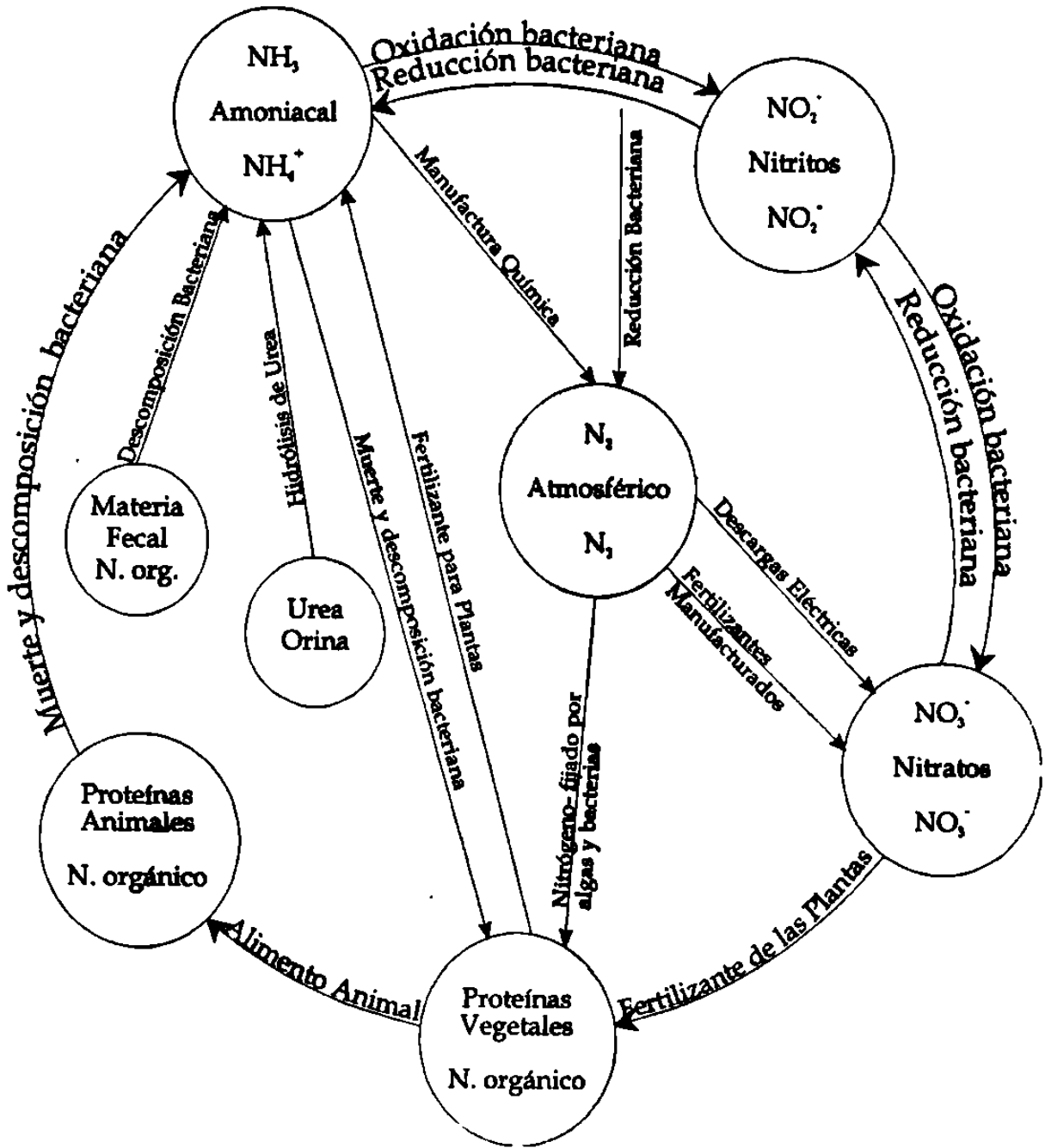
Los nitritos son oxidados a nitratos generalmente por nitrobacterias:



La reacción global de nitrificación es:



CICLO DEL NITRÓGENO



Fuente: Secretaría de Recursos Hidráulicos. Subsecretaría de Planeación. S.R.H. Manual del Curso Análisis de Aguas y Aguas de Desecho. Curso B, Vol. II, pp. 264.

1.2 Fuentes de Nitrógeno

Los compuestos nitrogenados pueden entrar en el ambiente acuático en forma natural o por la actividad del hombre.

1.2.1 Fuentes Naturales

Las fuentes naturales de compuestos nitrogenados incluyen la descarga de rayos durante la precipitación, los polvos y la fijación biológica. La cantidad puede ser incrementada por la actividad del hombre.

La fijación biológica puede adicionar nitrógeno al suelo y a la superficie de los ambientes acuáticos. Es de particular interés la tasa de fijación en la eutroficación de los lagos. Ciertas algas verdeazules fotosintéticas, tales como *Nostoc*, *Anabaena*, *Geotrichia* y *Calothrix* son fijadores comunes del gas nitrógeno.

1.2.2 Actividad del Hombre

Las actividades del hombre pueden incrementar las concentraciones de nitrógeno en un ambiente acuático por escurrimientos en zonas no urbanas. Esta fuente es incrementada principalmente por la fertilización de tierras de cultivo y por la utilización de combustibles fósiles. Otras fuentes producidas por el hombre incluyen escurrimiento de áreas urbanas y zonas ganaderas, efluentes de agua residual municipal, drenaje subsuperficial de tierras de cultivo, fosas sépticas y aguas industriales.

El escurrimiento urbano puede contribuir con cantidades significativas de nitrógeno en las aguas receptoras durante y después de los períodos de precipitación. El uso de fertilizantes artificiales ha incrementado las concentraciones que pueden ser detectadas en escurrimientos de zonas no urbanizadas.

1.3 Efecto de las Descargas de Nitrógeno

Algunos compuestos nitrogenados contenidos en las aguas residuales pueden provocar diversos efectos deteriorantes, entre estos se encuentran la bioestimulación de las aguas receptoras, toxicidad para la vida acuática, reducción en la eficiencia de la desinfección con cloro, incremento en el consumo de oxígeno disuelto en aguas receptoras, efectos adversos en salud pública, principalmente cuando es utilizada para riego y reducción en su capacidad de reutilización.

1.3.1 Bioestimulación de la Superficie del Agua

El mayor problema en el campo de la contaminación del agua es la hiperfertilización, crecimiento excesivo de plantas y/o florecimiento de algas resultantes de una sobrefertilización de los ríos, lagos y estuarios. Los resultados de la hiperfertilización incluyen el deterioro en la apariencia de aguas previamente clarificadas, problemas de olor por descomposición de algas y una disminución de los niveles de oxígeno disuelto que pueden provocar efectos adversos en la vida acuática.

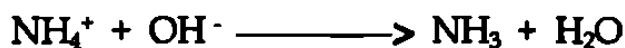
Se requieren cinco factores básicos para el crecimiento de las algas: agua, nitrógeno, fósforo, dióxido de carbono y energía luminosa. La ausencia de cualquiera de ellos puede limitar el crecimiento. En casos especiales, trazas de micronutrientes tales como el cobalto, hierro, molibdeno y manganeso pueden ser factores limitantes bajo condiciones naturales.

El nitrógeno y el fósforo presentes en las descargas de agua residual pueden estar sujetos a control. La eutroficación es más común en los lagos debido a que los nutrientes que entran tienden a ser reciclados en el interior de éstos y acumularse en un período posterior, en contraste con los ríos, que son sistemas fluidos y en los que la acumulación tiende a ocurrir solamente en los sedimentos o en zonas de flujo lento y los efectos de dichas acumulaciones son normalmente moderados.

En algunos estuarios en los que descargan plantas de tratamiento de aguas residuales pueden incrementarse las concentraciones de nitrógeno hasta niveles en que ocurra florecimiento, la elevada dilución provocada por una descarga directa al océano probablemente elimina el peligro de los florecimientos de algas causados por tales descargas.

1.3.2 Toxicidad

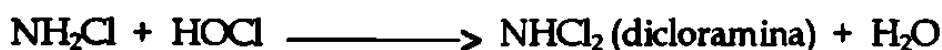
El principal problema de toxicidad es causado por el amoníaco en su forma molecular (NH_3) el cual puede ocasionar efectos adversos en la vida de los peces presentes en las aguas receptoras. Un ligero incremento en el pH puede ocasionar un gran aumento en la toxicidad cuando el ion amonio (NH_4^+) es transformado a amoníaco de acuerdo con la siguiente ecuación:



Los factores que pueden incrementar la toxicidad del amoníaco a un pH dado son: altas concentraciones de oxígeno disuelto y de dióxido de carbono, temperaturas elevadas y alcalinidad por bicarbonatos.

1.3.3 Efectos sobre la Desinfección

Cuando el cloro, en forma gaseosa o como sal de hipoclorito, es agregado al agua residual que contiene amonio, se forman cloraminas, desinfectantes menos efectivos. Las reacciones son las siguientes:



Cuando existen concentraciones elevadas de amonio en el agua se requiere también la adición de elevadas concentraciones de cloro, para de esta forma obtener cloro libre disponible.

1.3.4 Disminución del Oxígeno Disuelto en Aguas Receptoras

El amonio puede ser oxidado biológicamente a nitrito y éste a nitrato en las aguas receptoras, provocando con esto una alteración en la demanda de oxígeno y por consiguiente, en la disponibilidad de oxígeno para los organismos acuáticos que ahí habiten.

1.3.5 Salud Pública

Los efectos del nitrógeno en salud pública son asociados con la forma de nitrato y son limitados principalmente al crecimiento acuático que puede ocurrir cuando existen concentraciones elevadas de este compuesto. El nitrato en agua potable ha sido asociado con metahemoglobinemia, que en algunos casos suele ser fatal cuando afecta a niños menores de tres meses (lactantes).

Cuando el agua con elevadas concentraciones de nitrato es utilizada en la preparación de formulados para niños, el nitrato se reduce a nitrito en el estómago después de la ingestión. El nitrito reacciona con la hemoglobina en la sangre para formar metahemoglobina, que es incapaz de transportar oxígeno, ocasionando metahemoglobinemia.

1.3.6 Utilización del Agua

No es muy común la utilización directa del agua residual para suplir al agua doméstica porque existen consideraciones en cuanto a salud pública, las plantas de tratamiento para utilización del agua en ciertos procesos industriales se están desarrollando en varios países y actualmente se aplican en la ciudad de Monterrey, N. L.

Cuando se recicla el agua residual para propósitos industriales es necesario remover el amonio para prevenir la corrosión. Por otro lado, los compuestos nitrogenados pueden causar bioestimulación en torres de enfriamiento y estructuras de distribución.

En la actualidad, diversos países pretenden tratar las aguas residuales para uso en acuicultura siguiendo métodos que sean costeables económicamente.

1.4 Procesos de Tratamiento para la Remoción del Nitrógeno

Para determinar cual es el método más efectivo para una aplicación particular, deben tomarse en cuenta seis aspectos principales: forma y concentración de compuestos nitrogenados en los procesos del afluente; calidad requerida del efluente; aplicación de otros procesos de tratamiento; costos; seguridad y flexibilidad.

1.4.1 Proceso de Tratamiento Convencional

El nitrógeno en el agua residual doméstica cruda se encuentra en forma de nitrógeno orgánico soluble, suspendido y en forma amoniacal.

El nitrógeno orgánico soluble está constituido principalmente por urea y aminoácidos. La sedimentación primaria actúa removiendo una parte de la materia orgánica particulada. Esta generalmente puede remover menos del 20% del nitrógeno total que entra a la planta.

El tratamiento biológico puede remover más nitrógeno orgánico particulado y transformar algo de éste en amonio y otras formas inorgánicas. Una parte del amonio presente en el agua de desecho puede ser asimilada dentro del material orgánico de las células formadas por los procesos biológicos.

1.4.2 Procesos Avanzados

Los procesos de tratamiento avanzados diseñados para remover constituyentes diferentes al nitrógeno a menudo eliminan algunos compuestos nitrogenados. La remoción con frecuencia se restringe a formas particulares y la eficiencia de la remoción raramente es elevada.

La filtración terciaria puede remover una fracción significativa de nitrógeno orgánico presente. Por esto la remoción depende de la cantidad de nitrógeno orgánico en la forma suspendida.

La adsorción con carbón activado, usada para remover compuestos orgánicos residuales puede también remover el nitrógeno orgánico.

La electrodiálisis y la ósmosis inversa son procesos terciarios usados principalmente para la reducción de los sólidos disueltos totales. El nitrógeno que entra en tales sistemas, se encuentra principalmente en las formas de amonio y nitrato. La electrodiálisis puede remover aproximadamente el 40% de esas formas y la ósmosis inversa el 80%. Sin embargo, estos procesos no son utilizados frecuentemente en el tratamiento de aguas residuales municipales debido a su elevado costo. La coagulación química puede remover gran parte del nitrógeno orgánico particulado.

1.4.3 Procesos Mayores de Remoción de Nitrógeno

Los procesos mayores para la remoción de nitrógeno incluyen la nitrificación-desnitrificación biológica, la cloración del amonio al punto de ruptura (breakpoint) llamada también supercloración, el intercambio iónico selectivo para la remoción del amonio y el arrastre con aire para la remoción del amoníaco. Estos procesos son considerados técnica y económicamente como los más viables.

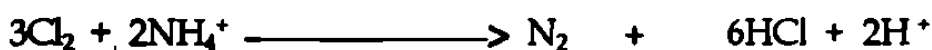
1.4.3.1 Nitrificación-Desnitrificación Biológica

El principal efecto del proceso de tratamiento de nitrificación es transformar el nitrógeno amoniacal a nitrato. El efluente nitrificado puede a su vez ser posteriormente desnitrificado biológicamente.

1.4.3.2 Cloración al "Breakpoint"

El punto de ruptura o "breakpoint" es la dosis de cloro a partir de la cual se destruyen los compuestos formados por éste y la materia orgánica.

La cloración al "breakpoint" es efectuada por la adición del cloro al agua residual en cantidades suficientes para oxidar el nitrógeno amoniacal a nitrógeno gaseoso. La forma teórica de la reacción es la siguiente:



El ácido producido en la reacción puede ser neutralizado adicionando sosa cáustica o cal. La adición de estos compuestos aumenta la concentración de sólidos disueltos totales. A menudo se utiliza la dechloración posterior a la cloración al "breakpoint" para reducir la toxicidad del cloro residual en el efluente el cual se encontraría en forma de cloro libre. Una ventaja importante de este método es que las concentraciones de nitrógeno amoniacal pueden reducirse hasta un valor cercano a cero en el efluente. El nitrito y nitrato no son removidos por este método.

1.4.3.3 Remoción del Amonio por Intercambio Iónico Selectivo

El intercambio iónico selectivo para la remoción del amonio puede ser realizado pasando el agua residual a través de una columna de clinoptilolita, de manera natural ocurre en zeolitas con alta selectividad por el ión amonio. La filtración previa al intercambio iónico es necesaria para prevenir la descomposición de la zeolita. La remoción de amonio puede ocurrir en un 90-97%, pero no hay remoción de nitrato, nitrito y nitrógeno orgánico.

1.4.3.4 Remoción del Amonio por Arrastre con Aire

La remoción del amonio del agua residual puede efectuarse poniendo pequeñas gotas de agua en contacto con el aire libre de amoníaco.

Para poder agitar el amonio del agua residual, éste debe encontrarse en su forma molecular (NH_3) o bien en la forma de ion amonio (NH_4^+). Esto se lleva a cabo aumentando el pH del agua residual de diez a once generalmente mediante adición de cal.

Debido a que la adición de cal es muy usada para la remoción del fosfato, ésta puede cumplir una doble función. El nitrito, el nitrato y el nitrógeno orgánico no son afectados.

Los principales problemas asociados con el proceso de arrastre con aire para la remoción del amonio son su ineficiencia en agua fría, lo cual requiere tanques cerrados durante las condiciones frías y la formación de capas de carbonato de calcio (incrustación) en las torres de arrastre con aire.

1.4.4 Uso de Resinas de Intercambio Aniónico para la Remoción del Nitrógeno

El uso de resinas de intercambio aniónico se ha desarrollado principalmente para el tratamiento de agua de retorno para riego. Las lagunas de oxidación pueden remover el nitrógeno mediante la desnitrificación biológica en la capa inferior anaerobia o por emisión de amoníaco a la atmósfera. El nitrógeno en las lagunas de oxidación es asimilado por las algas presentes.

1.4.5 Procesos Químicos y Biológicos de Nitrificación - Desnitrificación

Los procesos biológicos para el control del nitrógeno residual en efluentes se pueden clasificar en dos áreas. Primero en procesos diseñados para cuando el efluente nitrogenado (amoníaco y nitrógeno orgánico) es convertido a nitrato; en este proceso, la nitrificación es llevada a cabo por una población bacteriana que oxida secuencialmente el amonio a nitrato con la formación intermedia de nitritos y segundo cuando en el proceso de desnitrificación se reduce el nitrato a nitrógeno gaseoso.

1.4.6 Nitrificación

Los principales géneros bacterianos de importancia en los procesos de nitrificación biológica son *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, los cuales son organismos autótrofos. Cada grupo se limita a la oxidación de compuestos específicos de nitrógeno. *Nitrosomonas* puede oxidar el amonio a nitrito, pero no puede completar la oxidación hasta nitrato. Por otro lado, *Nitrobacter* se limita a la oxidación del nitrito a nitrato. Por lo tanto, la nitrificación completa es una reacción secuencial, los procesos de tratamiento deben diseñarse para proporcionar un ambiente adecuado que permita el crecimiento de ambos grupos de bacterias nitrificantes y de otras bacterias con efectos similares.

El proceso de nitrificación es muy complejo, debido a que se involucran tanto reacciones intermediarias, como acción de diferentes enzimas.

1.4.6.1 Clasificación de los Procesos de Nitrificación

La clasificación principal de los sistemas de nitrificación se basa en el grado de separación del carbono removido y el proceso de nitrificación. El primer sistema de nitrificación desarrollado combina las funciones de oxidación del carbono y nitrificación en un solo proceso. La nitrificación por fases separadas es otra categoría del proceso de nitrificación.

Tanto el proceso de oxidación de carbono-nitrificación como el de nitrificación por fases separadas pueden subdividirse en procesos de crecimiento suspendido y de crecimiento fijo. En los primeros, los sólidos biológicos se encuentran suspendidos en el licor-mezcla por algún mecanismo de agitación. Se requiere una etapa subsecuente de clarificación para retornar dichos sólidos a la fase de nitrificación. En los procesos de crecimiento fijo se retiene el volumen de biomasa sobre el medio y no requieren una etapa de separación de sólidos para retornar estos al reactor de nitrificación, pero puede requerir algún sistema para reducir la concentración de sólidos suspendidos totales y las películas de biomasa que se desprenden del material de empaque.

En el modelo de crecimiento fijo por fases separadas, generalmente no se requiere una etapa de clarificación debido a que la formación de nitratos es baja y a que los lodos se encuentran en baja concentración.

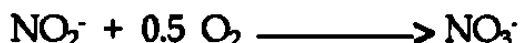
Los procesos de nitrificación se pueden clasificar en base a la relación Demanda Bioquímica de Oxígeno-Nitrógeno Kjeldahl Total(N); (DBO_5/TKN). Si la relación es menor a 3 el sistema será un proceso de nitrificación por fases separadas, mientras que si la relación es mayor a 5 el proceso puede ser clasificado como un proceso combinado de oxidación de carbono-nitrificación.

1.4.6.2 Relación entre Energía y Síntesis de Nitratos

La reacción estequiométrica para la oxidación de amonio a nitrito por *Nitrosomonas* es la siguiente:

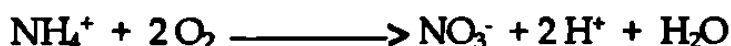


La reacción para la oxidación de nitrito a nitrato por *Nitrobacter* es:

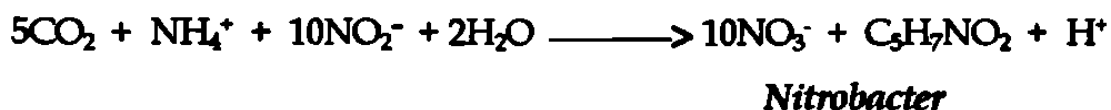
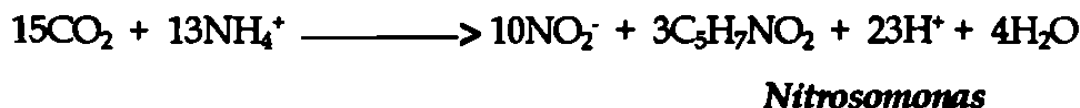


Se ha estimado la liberación de 15.4 a 20.9 Kcal/mol de nitrito en condiciones "in vivo"; de esta forma, *Nitrosomonas* obtiene mayor energía por mol de nitrógeno oxidado que *Nitrobacter*.

La reacción global de oxidación de amonio por ambos grupos es la siguiente:



Asumiendo que la fórmula empírica de una célula bacteriana es $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$, la ecuación para el crecimiento de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* sería:

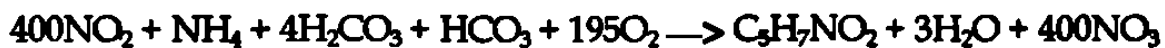


Los valores experimentales de crecimiento (Y) para *Nitrosomonas* se encuentran en el rango de 0.04 a 0.13 lb de sólidos suspendidos volátiles (SSV)/libra de nitrógeno amoniacal oxidado y los valores para *Nitrobacter* se encuentran en el rango de 0.02 a 0.07 lb de SSV/lb de nitrógeno de nitrito oxidado.

Las ecuaciones para oxidación-síntesis usando valores representativos de crecimiento y consumo de oxígeno para *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* son:



Nitrosomonas



Nitrobacter

1.4.6.3 Relación entre Alcalinidad y pH

La alcalinidad es destruida por la oxidación del amoníaco produciendo ácido carbónico (H_2CO_3) en fase acuosa de la siguiente manera:



Cuando en la nitrificación se reducen los niveles de bicarbonatos (HCO_3^-) y se incrementan los niveles de ácido carbónico (H_2CO_3), es obvio que el pH se reducirá. El efecto es regulado por la eliminación del CO_2 del líquido mediante el proceso de aireación, elevándose enseguida el pH. Si el CO_2 no se elimina del líquido como en los sistemas cerrados con oxígeno puro, el pH puede descender a un valor inferior a 6. Se ha reportado en la literatura técnica que se destruyen 7.1 mg de CaCO_3 por cada mg de NH_3 oxidado a NO_3 durante la nitrificación biológica.

Aún en sistemas abiertos en donde el dióxido de carbono es eliminado continuamente del líquido, puede ocurrir una depresión severa del pH cuando la alcalinidad en el agua residual se aproxima a una deflexión por el ácido producido en el proceso de nitrificación.

En algunas aguas residuales es insuficiente la alcalinidad presente inicialmente para dar suficiente poder de amortiguación durante el proceso de nitrificación.

Existen dos agentes químicos alternativos utilizados para el control del pH, ellos son hidróxido de sodio (NaOH) y la cal [CaO o Ca(OH)₂].

La cal es menos costosa que el NaOH para el mismo cambio en la alcalinidad, y es generalmente más utilizada, excepto en plantas pequeñas. La necesidad de ajustar el pH puede variar diariamente.

En ciertos casos es un hecho que una deficiencia en la alcalinidad ocurre diariamente sólo por ciertas horas en condiciones de cargas pico de nitrógeno.

El tipo de sistema de transferencia de oxígeno puede tener un marcado efecto sobre la dosis de químicos necesarios para el control del pH.

1.4.6.4 Requerimiento de Oxígeno

El requerimiento teórico de oxígeno para nitrificación es 4.57 mg O₂/mg N-NH₃ lo que indica que es significativa la demanda de oxígeno para la nitrificación.

A diferencia de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), el amonio no es absorbido por el "floc" biológico para su oxidación posterior y por lo tanto, el amonio puede ser oxidado durante un período relativamente corto en el reactor de nitrificación. De esta forma, debe proporcionarse oxígeno suficiente para manejar las cargas bruscas en el proceso de nitrificación durante todo el tiempo.

Para determinar los requerimientos de transferencia de oxígeno es necesario realizar estudios a nivel piloto para realizar un balance de concentración de oxígeno disuelto (OD) y de producción de lodos.

Los requerimientos de oxígeno para la oxidación del amonio pueden ser adicionados a los requerimientos para la remoción de DBO_5 . El coeficiente para oxidación de nitrógeno puede ser tomado de una manera conservadora como 4.6 veces el TKN contenido en el influente para obtener la Demanda de Oxígeno - Nitrógeno (NOD).

1.4.6.5 Cinética de Nitrificación

La cinética de nitrificación se ve afectada por diversos factores:

- Efecto de la concentración de amonio.
- Relación de las tasas de crecimiento y oxidación.
- Relación de la tasa de crecimiento y el tiempo de retención de sólidos.
- Tasa de constante cinética de temperatura y concentración de nitrógeno.
- Efecto del oxígeno disuelto.
- Efecto del pH.

1.4.6.6 Dinámica de Poblaciones

El crecimiento de organismos nitrificantes ocurre en los procesos de tratamiento de agua residual al mismo tiempo que se desarrollan otros tipos de crecimiento biológico.

Tanto en el sistema combinado de oxidación de carbono-nitrificación, como en los sistemas de nitrificación de fases separadas existe suficiente materia orgánica en el agua residual para facilitar el crecimiento de bacterias heterotróficas. En esta situación, el crecimiento de bacterias heterotróficas es mayor que el de las bacterias autotróficas nitrificantes. Es posible que la tasa de crecimiento de las primeras alcance un valor superior a la máxima tasa de crecimiento posible para las bacterias nitrificantes.

1.4.6.7 Efecto de Inhibidores sobre la Nitrificación

Ciertos metales pesados y compuestos orgánicos pueden ser tóxicos para los organismos nitrificantes. Sin embargo, estos pueden adaptarse a las sustancias tóxicas cuando se encuentran presentes consistentemente en concentraciones tan elevadas que causen efectos en las descargas de lodos.

1.4.6.8 Utilidad de la Cinética de Nitrificación Teórica en el Diseño

La cinética de nitrificación puede ser muy útil para definir los siguientes parámetros:

- 1) El factor de seguridad requerido para manejar cargas diurnas transitorias previniendo un escape significativo de amonio bajo condiciones pico.
- 2) El diseño del tiempo de retención de sólidos en las condiciones más adversas de pH o de oxígeno disuelto y temperatura.
- 3) La carga orgánica permisible en la etapa combinada de oxidación de carbono-nitrificación.
- 4) El tiempo de retención hidráulico requerido en el tanque de aireación.
- 5) La disposición final del exceso de lodos.

2. OBJETIVO

Determinar las constantes cinéticas de nitrificación en una agua residual municipal (doméstica e industrial) procedente de un colector sanitario de la Cd. de Monterrey que pasa por la Ciudad Universitaria.

3. IMPORTANCIA

A través de las constantes cinéticas de nitrificación es factible diseñar un proceso de tratamiento terciario de aguas residuales para lograr la oxidación del nitrógeno en todas sus formas. Actualmente en México empieza a solicitarse este tipo de tratamiento, lo que permite considerar que los resultados obtenidos en este estudio podrían tomarse como referencia para estudios posteriores, sobre todo cuando las nuevas normas ecológicas oficialicen los sistemas terciarios de tratamiento como un control de calidad del medio ambiente.

4. ANTECEDENTES

Huang y col (1989) realizaron un estudio sobre nitrificación del efluente de lodos activados en un sistema de filtración. El influente fue suplementado con cloruro de amonio y bicarbonato de sodio. La concentración de amonio del efluente fue significativamente afectada por el flujo, la carga de amonio y la concentración de amonio del influente. La acumulación de nitratos en el sistema de filtros fue significativo y la concentración de nitratos fue relacionada con la carga de amonio en el influente. La nitrificación fue severamente reducida cuando la relación de la alcalinidad en el influente y la concentración de nitrógeno amoniacal fue menor de 7.1. El análisis de la cinética de la reacción y un proceso de modelo típico también fueron contemplados en el estudio y dieron validez al mismo.

Okey y Albertson (1989) en un estudio realizado sobre las condiciones limitantes de oxígeno durante un proceso de nitrificación terciario indicaron que la presencia de oxígeno es indispensable para que el proceso de nitrificación se realice, lo que indica que a medida que la concentración de oxígeno disminuya en un proceso, los cambios de temperatura no afectaron substancialmente la reacción.

Okey y Albertson (1989a) evaluaron el efecto de la temperatura en el proceso de difusión del oxígeno en la película de transferencia del proceso de nitrificación y encontraron que la variación de temperatura durante el proceso no es significativa para ocasionar un cambio considerable en la nitrificación.

Parker y col (1989) indicaron que el proceso de nitrificación debe efectuarse en medio acuoso continuo para impedir que las bacterias u otros microorganismos presentes consuman la materia orgánica y el gas oxígeno presente y por consecuencia evitar que el proceso de nitrificación se interrumpa.

Parker y Tyler (1989) en un estudio sobre nitrificación en sistemas de filtración, mencionan dos investigaciones recientes sobre la oxidación de carbono combinado-nitrificación en sistemas de filtración y la disponibilidad de un modelo de biopelícula que permiten entender mejor la nitrificación en el proceso de filtros.

Dahab y Lee (1988) estudiaron la remoción de nitratos de fuentes de agua usando desnitrificación biológica. Los reactores fueron operados durante 10 meses con una concentración alimentadora de $\text{NO}_3\text{-N}$ de 100 mg/L. Los reactores resultaron con una remoción total de nitratos a una relación C/N de 1.5. También hubo relación entre los sólidos suspendidos y la turbidez del efluente. Se determinó que la fijación de la bio-desnitrificación sólo pudo ser usada como un pre-tratamiento en sistemas de purificación de agua.

Oslislo y Lewandowski (1985) al realizar un estudio sobre la inhibición en reactores empacados, de la nitrificación por compuestos orgánicos como metanol, acetona, formalina y glucosa, informaron que las constantes de inhibición (K) para cada uno de ellos fueron: Metanol = 116.0 $\text{mg}^{\text{l}^{-1}}$, acetona = 804.2 $\text{mg}^{\text{l}^{-1}}$, formalina = 61.5 $\text{mg}^{\text{l}^{-1}}$ y la glucosa no tuvo efecto en la nitrificación cuando se aplicó a 11,325 $\text{mg}^{\text{l}^{-1}}$.

Williamson, R. Band J. G. Cooke (1985) realizaron un estudio sobre el efecto de las tormentas, en las tasas de nitrificación en lagos pequeños e informaron que el impacto de aquellas sobre la tasa de nitrificación fue examinado durante un período de 2 meses en el lago Waiohewa Rotorua, New Zealand. Este lago recibe altas concentraciones de derivados amoniacaes geotérmicos. Las tormentas pequeñas (flujo pico menor o igual a 3 veces el flujo base) no tienen mucho impacto en comparación con las grandes tormentas (flujo pico igual a 5 veces el flujo base), las cuales causan caídas significativas en la tasa, probablemente como resultado del lavado y escurrimiento de lodos de los tanques nitrificadores; las tasas de nitrificación previas a las tormentas son superiores a 108 mg/m²/h y cayeron hasta aproximadamente 50 mg/m²/h después de grandes tormentas. El período de recuperación para establecer las tasas de nitrificación previas a las tormentas (para una tormenta) fueron mayores a 14 días.

S. Osmville Martine (1984) en un estudio sobre el uso de la medición de la actividad de nitrificantes para describir el efecto de la salinidad sobre la nitrificación, en el estuario de Scheldt obtuvo como resultado que el efecto del incremento de la salinidad sobre la nitrificación, es mucho menos severo que el efecto directo de la sal sobre el agua dulce que contiene a la población de nitrificantes.

Poduska y col (1980) al estudiar los efectos de la concentración de oxígeno disuelto sobre la nitrificación informaron que, el efecto de la concentración de oxígeno disuelto sobre la tasa de nitrificación ha sido estudiada por un gran número de investigadores utilizando cultivos bacterianos puros y mixtos y cultivos obtenidos en sistemas de tratamiento de aguas residuales. La máxima tasa de crecimiento de ambas reacciones de nitrificación es afectada cuando la concentración de oxígeno disuelto se encuentra de 0.3 a 4.0 mg/l. En algunos casos, se ha reportado que se requiere una concentración de oxígeno disuelto superior a 4 mg/l para lograr tasas máximas de nitrificación; sin embargo, otros investigadores han establecido que solamente se requieren de 0.5 a 1 mg/l. Se ha propuesto que diversos factores son los responsables del amplio rango de tasas de nitrificación reportadas con concentraciones variables de oxígeno disuelto. Algunos de esos factores incluyen la difusión de oxígeno en los flóculos, variación entre resultados medidos debido al estado estable, técnicas dinámicas de medición y de la cinética limitada de doble sustrato.

R. C. Charley; D. G. Hooper y A. G. McLee (1979) en un estudio sobre la cinética de nitrificación en lodos activados a varias temperaturas y concentraciones de oxígeno disuelto, mencionan que los lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas fueron enriquecidas con bacterias nitrificantes obtenidas en un fermentador de laboratorio con un suplemento de agua residual con amonio. El cultivo enriquecido fue utilizado para determinar respirométricamente la cinética de la nitrificación microbiana. Esto demostró que la reacción de Michaelis - Menten para temperaturas de 10 a 35 °C tiene una temperatura óptima de 15 °C (K_s 0.72 mg/l NH_3). La nitrificación no fue afectada por las altas concentraciones de oxígeno disuelto (38 mg/ de O_2 a 30 °C) después de la aclimatación y las concentraciones de nitrito mayores de 20 mg/l fueron inhibitorias para la reacción.

Focht y Chang (1975) en una reseña completa de la nitrificación y la desnitrificación, llegaron a la conclusión de que la remoción del nitrógeno mejoraría por la desnitrificación directa de los nitritos, esto es con base en trabajos de Prakasam y Loehr en 1972 sobre el tratamiento de los desechos de granjas avícolas.

Poduska y Andrews (1975) desarrollaron un modelo de nitrificación cuyas simulaciones pronosticaron que un sistema tipo flujo pistón de seis tanques con mezcla total, montados en serie, proporcionarían una concentración de amoníaco más baja que el promedio presente en su efluente y mantendría un grado más alto de nitrificación después de un impulso tóxico, que un sistema de mezcla total y que la operación de estado estable produce una nitrificación con valor bajo de tiempo de retención de lodos que una operación que varía dinámicamente.

Bush y col (1961) encontraron que el 96% de los fosfatos y el 100% del nitrógeno fueron removidos de agua residual tratando los desechos orgánicos con una fuente continua de CO_2 para incrementar el crecimiento de las algas y mantener el pH entre 7 y 8.5. Los lodos activados de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas que fueron enriquecidas con bacterias nitrificantes obtenidas en un fermentador de laboratorio con un suplemento de agua residual con amonio. Este cultivo enriquecido fue utilizado para determinar respirométricamente la cinética de la nitrificación microbiana. Esto demostró que la reacción de Michaelis - Menten para temperaturas entre 10 y 35 °C tiene una temperatura óptima de 15 °C (K_s 0.72 mg /l NH_3).

5. MATERIAL Y MÉTODOS

El presente estudio se hizo en base a un plan de trabajo previamente programado en el que se determinó la fecha y frecuencia de los análisis a realizar.

El estudio se inició en mayo de 1994 y concluyó en septiembre del mismo año. Durante el mes de mayo, se utilizó un reactor biológico de lodos activados de 9 litros de capacidad; debido al bajo volumen de éste, fue necesario utilizar flujos muy pequeños para la alimentación de los diferentes reactores de nitrificación. Durante este tiempo se observó que los flujos proporcionados por las bombas peristálticas empleadas variaban considerablemente, lo que hizo imposible lograr la estabilidad en el proceso. Lo anterior sugirió el uso de un reactor biológico de mayor capacidad, con lo cual se utilizaron flujos mayores y las bombas peristálticas funcionaron mejor, por consiguiente la estabilidad se logró más fácilmente.

El nuevo reactor biológico de lodos activados utilizado fue de 19 litros de capacidad. Durante los meses de junio y julio se procedió a regular el flujo en los diferentes reactores. (Anexo, figuras 2 y 3).

5.1 Equipo Utilizado para el Estudio de la Nitrificación

Para el ensayo se utilizaron un reactor biológico de 19 litros (con retorno de biomasa), dos reactores de 10 litros de capacidad (R2 y R3) y dos de 20 litros (R4 y R5), (estos cuatro reactores completamente mezclados sin retorno de biomasa). Todos los reactores fueron construidos en vidrio pegando las uniones con silicón.

Los reactores fueron operados con flujo continuo utilizando bombas peristálticas marca Cole - Parmer Instrument Co. Catálogo No. 7545-00 de 30-600 rpm. Para alimentar el reactor biológico se utilizó una bomba de doble cabezal y para los cuatro reactores de nitrificación se utilizaron bombas de cabezal simple.

Todos los reactores se mantuvieron con agitación constante utilizando motores marca Dayton, modelo 2Z811, 115 Volts, 48 Amps y 60 Hz, a los que se adaptaron paletas de acero inoxidable para operar a una velocidad de 120 rpm.

El sistema se instaló en un lugar cerrado con control de temperatura ($20 \pm 4^\circ \text{C}$).

5.2 Fuente de Agua Residual

Durante todo el estudio el agua utilizada se colectó diariamente a la misma hora (10:00 A.M.) de un registro de alcantarillado localizado en la Facultad de Ciencias Biológicas unidad "B" de la U.A.N.L. dentro de la Ciudad Universitaria en San Nicolás de los Garza N. L., el cual corresponde al colector No. 4 según plano proporcionado por los Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey IPD, dicho colector recibe agua de desecho doméstica e industrial (plano en el anexo).

5.3 Conservación de la Muestra.

Las muestras se colectaron en dos cubetas de plástico de 18 litros y se mantuvieron en refrigeración ($4 \pm 1^\circ \text{C}$) hasta el momento de ser utilizadas para el ensayo (anexo, figura 4).

5.4 Montaje de Reactores

Los reactores se distribuyeron de acuerdo a la figura 1.

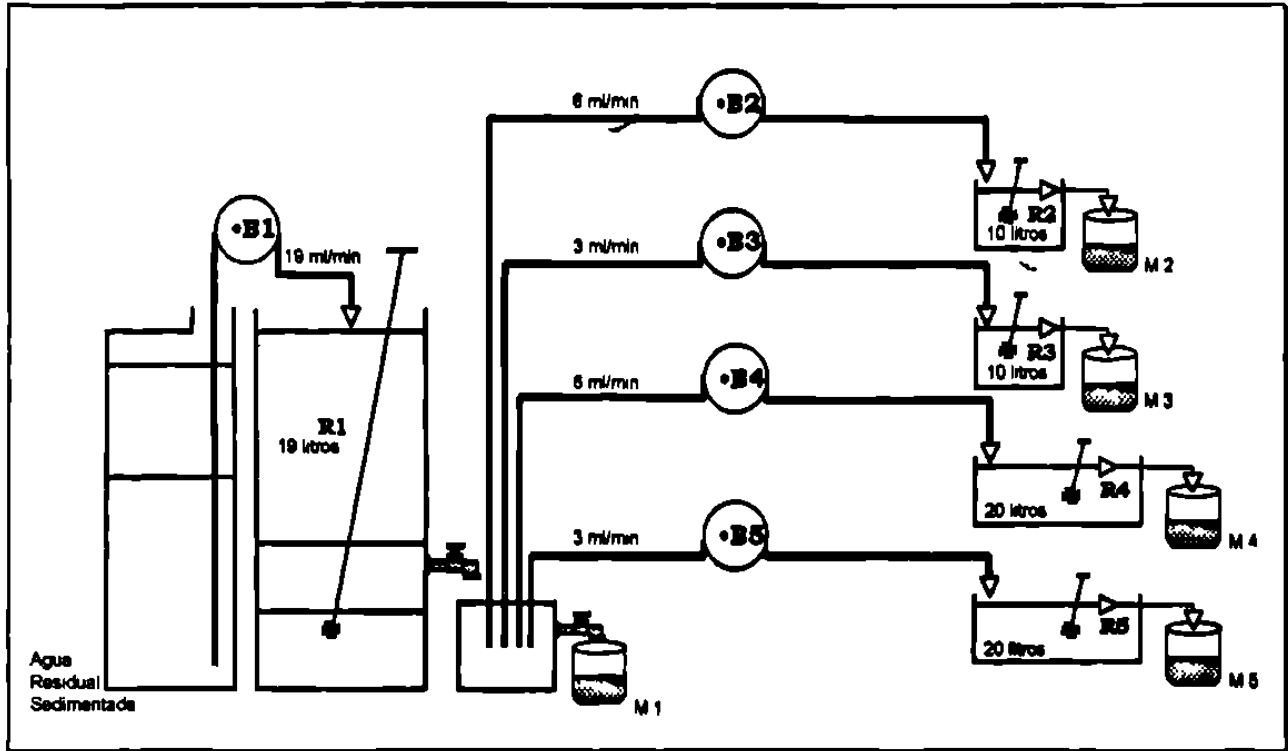


Figura 1. Distribución de reactores. R1 = Reactor biológico; R2, R3, R4 y R5 = Reactores de nitrificación.

La muestra de agua residual previamente refrigerada y sedimentada se pasó al reactor biológico (R1) con un flujo de 19 ml/min y posteriormente de éste a cuatro reactores de nitrificación, de los cuales el R2 y el R4 recibían 6 ml/min y los dos restantes 3 ml/min respectivamente. Los tiempos de residencia hidráulica en los reactores fueron: $\theta_{R1}=0.69$ días, $\theta_{R2}=1.16$ días, $\theta_{R3}=2.31$ días, $\theta_{R4}=2.31$ días y $\theta_{R5}=4.63$ días. En los reactores R2 a R5 el tiempo de residencia hidráulico es igual al de residencia celular, debido a que no hay retorno de biomasa.

El efluente decantado de cada reactor, fue colectado en recipientes de plástico, para posteriormente realizar su caracterización correspondiente a diferentes tiempos transcurridos.

• Bombas Peristálticas.

5.5 Caracterización de las Muestras.

Los parámetros analizados en las muestras de agua residual cruda sin sedimentar (referencia) y en las procedentes de los diferentes reactores fueron los siguientes: Gasto (ml/min), temperatura (°C), pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{hos/cm}$), sólidos disueltos totales (SDT mg/l), sólidos suspendidos totales (SST mg/l), sólidos totales (ST mg/l), sólidos suspendidos volátiles (SSV mg/l), sólidos totales volátiles (STV mg/l), alcalinidad total expresada como CaCO_3 (mg/l), nitrógeno amoniacal (N-NH₃ mg/l), nitrógeno orgánico (N-orgánico mg/l), nitrógeno de nitratos (N-NO₃ mg/l), nitrógeno de nitritos (N-NO₂ mg/l), fósforo total (P. total mg/l), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅ mg/l), Demanda Química de Oxígeno (DQO mg/l) y oxígeno disuelto (OD mg/l). Los análisis se realizaron siguiendo los métodos recomendados en Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA-AWWA-WPCF y Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales, APHA- AWWA WPCF. El estudio se realizó en el Laboratorio de Parasitología y en el Departamento de Ecología Pesquera de la Facultad de Ciencias Biológicas de la U.A.N.L.

5.6 Métodos Utilizados

Parámetro	Método	Clave
Sólidos Totales (ST)	Gravimétrico	208 A* y 2540 C*
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	Gravimétrico	208 D* y 2540 D*
Sólidos Totales Volátiles (STV)	Gravimétrico	208 E* y 2540 E*
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	Gravimétrico	208 E* y 2540 E*
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	Gravimétrico	208 C* y 2540 C*
Conductividad Eléctrica	Instrumental (Conductimétrico)	205* y 2510 B**
pH	Instrumental (Potenciométrico)	424* y 4500 B**
Nitrógeno Amoniacal	Colorimétrico de Nessler Volumétrico	418 B* y 4500-NH ₃ C 418 D* y 4500-NH ₃ E
Nitrógeno Orgánico	Macro - Kjeldahl	421* y 4500-Norg B**
Nitratos	Reducción con Cadmio	419 C* y 4500-NO ₃ E**
Nitritos	Colorimétrico	420* Y 4500-NO ₂ B**
Fósforo	Colorimétrico (Cloruro estano)	425 E* Y 4500 PD**
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Reflujo abierto	508* y 5220 B**
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	Método Biológico (diluciones)	507* y 5210 B**
Alcalinidad Total	Volumétrico	403* y 2320 B**

* Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 14th Edition. 1975. APHA - AWWA - WPCF.

** Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. 1989. APHA - AWWA WPCF.

5.7 Estabilización de Reactores

Antes de considerar los datos correspondientes a la caracterización de las muestras procedentes de los reactores fue necesario estabilizar los flujos, con los cuales se determinó posteriormente el tiempo de retención hidráulico (θ_c).

Al concluir el mes de julio, cuando se logró la estabilización de los flujos, se inició la caracterización del agua residual que salía de cada reactor.

Para determinar el tiempo necesario para lograr la estabilización de los reactores se graficó la concentración de N-NH₃ contra tiempo (días) de experimentación. (Anexo, gráficas 1 a la 5).

5.8 Constantes de la Cinética de Nitrificación

Los datos obtenidos durante los meses de agosto y septiembre sirvieron para determinar los coeficientes cinéticos de nitrificación "Y" (crecimiento bacteriano) y "Kd" (coeficiente de declinación) graficando el recíproco del tiempo hidráulico ($1/\theta_c$) contra la razón del substrato utilizado $(S_0-S)/\theta_h X$ en cada reactor de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \left[\frac{S_0-S}{X \theta_h} \right] - Kd$$

donde:

- θ_c = Tiempo medio de retención celular (días). Igual a θ_v en este trabajo.
- Y= Crecimiento bacteriano en un periodo finito. (Pendiente resultante después de efectuar una linealización de los resultados obtenidos mg SSV/mg N-NH₃ removido).
- S_0 = Concentración de nitrógeno amoniacal en el reactor biológico (R1) (mg N-NH₃/l)
- S= Concentración de nitrógeno amoniacal en los efluentes de los reactores de nitrificación (R2 a R5) (mg N-NH₃/l)
- X= Sólidos suspendidos volátiles. (mg/l)
- θ_h = Tiempo de retención hidráulico (días)
- Kd= Coeficiente de Declinación. Punto de intersección de la línea resultante con el eje de las "y", días⁻¹.

(Anexo, gráficas 6 a la 13).

Los resultados obtenidos fueron ordenados en cuadros cuya interpretación correspondiente aparece en el capítulo 6 de Resultados y Discusiones.

6. RESULTADOS Y DISCUSIONES

En el cuadro 1 se presenta la caracterización del agua residual cruda en las diferentes fechas de muestreo. Se observa una variación mínima en la concentración de los diferentes parámetros en las muestras procedentes del colector; por lo tanto, los datos obtenidos durante el tiempo de ejecución del estudio serán representativos para el proceso.

En los cuadros 2 al 16 se presenta la caracterización de las muestras de agua residual colectadas a las salidas del reactor biológico (R1) y de los cuatro reactores de nitrificación (R2 al R5). En los mismos cuadros aparecen los tiempos de retención de cada reactor así como el gasto de los mismos y la relación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno - Nitrógeno Kjeldahl Total [$DBO_5/NKT(N)$]. Se observa que dicha relación da como resultado un valor menor a tres en el sistema, por lo que de acuerdo a la literatura consultada (Metcalf y Eddy, 1985), el proceso de nitrificación efectuado en este estudio puede ser considerado como de fases separadas.

En la gráfica 1 se presenta la variación de la concentración de $N-NH_3$ contra el tiempo de experimentación en el efluente del reactor biológico (R1). Se observa que la concentración ($N-NH_3$) se mantiene con una variación mínima durante los dos meses (agosto-septiembre) en que se realizó esta parte del estudio.

En la gráfica 2 se presenta la variación del $N-NH_3$ en el efluente del reactor de nitrificación R2. Se observa que a partir del día 31 de agosto la concentración de $N-NH_3$ empezó a estabilizarse manteniéndose a una concentración promedio de 5.13 mg/l y una concentración promedio de 12.07 mg/l para $N-NO_2$ y de 11.69 mg/l para $N-NO_3$. En la fecha 19 de septiembre se observa un incremento en la concentración de $N-NH_3$, esto se atribuye a que el motor que movía las paletas para la agitación tuvo una falla mecánica que interrumpió la agitación en el reactor y por lo tanto, al disminuir la concentración de oxígeno disuelto, el nitrógeno presente no fue oxidado adecuadamente.

La gráfica 3 representa la variación de N-NH₃ en el efluente del reactor de nitrificación R3. Se observa que la estabilización se logra a partir del 25 de agosto; esto es, seis días antes del reactor R2, con una concentración promedio de 0.80 mg/l, y una concentración de N-NO₂ de 10.88 mg/l y para N-NO₃ 17.35 mg/l en promedio.

La gráfica 4 muestra la variación de N-NH₃ en el reactor de nitrificación R4, en donde, al igual que en el reactor R3, la estabilización se logró a partir del 25 de agosto, con una concentración N-NH₃ promedio de 0.75 mg/l en el efluente de 7.4 mg/l de N-NO₂ y 21.06 mg/l para N-NO₃.

La gráfica 5 muestra que no se detecta variación de N-NH₃ en el efluente del reactor de nitrificación R5, es importante mencionar que la estabilización de este reactor se logró a partir del día 6 de septiembre. Los datos obtenidos después del 16 de septiembre se deben eliminar, ya que un desperfecto en la bomba que alimentaba a este reactor pudo ser la causa de las variaciones detectadas. Las concentraciones promedio fueron de 4.5 mg/l para N-NO₂ y 25 mg/l para N-NO₃.

Al observar el comportamiento de los cinco reactores es notorio que los marcados como R3 y R4 aún cuando el flujo y la capacidad son diferentes, el tiempo de retención hidráulico es igual a 2.31 días para ambos.

La estabilización en la relación N-NH₃ se inició mas o menos al mismo tiempo para los reactores R3 y R4; sin embargo, en los reactores R2 y R5, en virtud de que los flujos y la capacidad de los reactores son diferentes, sus tiempos de retención hidráulico también lo son ($\theta_{hR2}=1.16$, y $\theta_{hR5}=4.63$ días) y por lo tanto, la estabilización en relación al N-NH₃ también ocurre en diferentes tiempos.

De acuerdo a los tiempos de retención y a los tiempos de estabilización observados en las diferentes gráficas, es posible relacionar éstas para conocer el número de tiempos hidráulicos necesarios para lograr la estabilización de los diferentes reactores, estos son: R2= 26.7 θ_{hv} , R3=10.8 θ_{hv} , R4=10.8 θ_h y R5= 7.9 θ_h . (Anexo, gráficas 2 a la 5).

Con los datos obtenidos a partir del 31 de agosto en los análisis del agua residual procedentes de los cuatro reactores de nitrificación se trazaron las gráficas del 6 al 13 utilizando para ello el recíproco del tiempo hidráulico ($1/\theta_h$) contra la razón de sustrato medido como N-NH₃ ($S_0-S/\theta_h X$) de cada reactor en las diferentes fechas. En estos trabajos, por los tipos de reactores empleados para nitrificar $\theta_c = \theta_h$. Con los datos anteriores se determinaron los valores del coeficiente del crecimiento bacteriano en un período finito (Y) y el coeficiente de declinación endógeno (K_d) de acuerdo a la ecuación $1/\theta_c = Y(S_0-S/\theta_h X) - K_d$. En todas las gráficas, con excepción de la número 11 en donde aparece la fecha 19 de septiembre, se observa que al trazar los puntos se obtiene una línea recta, lo que indica que a partir del día 31 de agosto se logró la estabilización de los cuatro reactores de nitrificación, prácticamente apegándose al modelo propuesto excepto en la intersección de las líneas rectas con el eje de las ordenadas.

Con los datos obtenidos se determinó el promedio de los valores obtenidos para las constantes Y y K_d para este estudio, las cuales resultaron con los valores 0.14 mg SSV/mg N-NH₃ removidos y 0.043 días⁻¹ respectivamente. Si se comparan estos resultados con los reportados por Metcalf y Eddy (1985) de $Y=0.1$ a 0.3 y $K_d=0.03$ a 0.06 este último con signo negativo cuando se utilizó un cultivo puro de bacterias nitrificantes, la ecuación del modelo para este estudio se vería modificada en el signo que antecede al valor de K_d . (Anexo gráficas 6 a la 13).

No fue necesario ajustar el pH de las muestras empleadas para la nitrificación, dado que el agua residual cruda mostró alta concentración de alcalinidad (en promedio 351 mg/l como CaCO₃). Sin embargo, se observó la destrucción de este parámetro en valores de 5.3 a 12.0 mg como CaCO₃, con un promedio de destrucción de 8.7 mg de alcalinidad CaCO₃ por cada mg de N/NH₃ nitrificado a NO₂ y NO₃, que es algo mayor que el valor de 7.1 reportado en la literatura técnica revisada.

En las gráficas 14 a la 21 se muestran las variaciones obtenidas de la concentración de N-NH₃ en los efluentes nitrificados, observándose que para que los reactores cumplan con θ_h (o θ_c en éste caso, de reactores sin retorno de biomasa) mayor de 2.3 días, prácticamente se removió el amoníaco (temperatura 20 ± 4 °C) a NO₂ y NO₃.

En las gráficas 22 a 29 se muestran las variaciones obtenidas en las concentraciones de NH₃, NO₂⁻ y NO₃⁻ (expresados como nitrógeno), para los diferentes reactores de nitrificación empleados. Se observa que al aumentar θ_h , se van cambiando las proporciones presentes de los compuestos nitrogenados, para los reactores utilizados, prácticamente con tiempos de retención hidráulico (o celular en este caso), mayores de los 2.3 a 4.6 días empleados, se logró convertir el NH₃ a NO₂⁻ y NO₃⁻. No obstante, aparentemente se requieren períodos de retención mayores de 4.63 días para abatir la concentración de NO₂⁻ y convertirlo completamente a NO₃⁻.

7. CONCLUSIONES

7.1 Este estudio se realizó para determinar las constantes cinéticas de nitrificación en una agua residual mixta (doméstica e industrial) procedente de un colector localizado en la sección "B" de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Se determinaron el coeficiente de crecimiento bacteriano en un período finito (Y) y el coeficiente de declinación (K_d) obteniéndose valores de 0.14 mg SSV/mg N-NH₃ removidos y 0.043 días⁻¹ respectivamente. Los valores obtenidos en este estudio, cambiaron el signo que antecede al coeficiente de declinación (K_d) en la ecuación reportada por Metcalf y Eddy (1995).

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \left[\frac{S_0 - S}{\theta_r X} \right] + K_d$$

7.2 El proceso de nitrificación efectuado en este estudio puede ser considerado del tipo de fases separadas dado que la relación Demanda Bioquímica de Oxígeno - Nitrógeno Kjeldahl Total [(DBO₅/NKT(N))] resultó menor a tres, en la alimentación a los reactores para nitrificación.

7.3 De acuerdo a los resultados obtenidos en donde se determinaron las cinéticas de nitrificación utilizando agua residual mixta y un sistema de reactores a escala de laboratorio con flujo continuo sin retorno de biomasa y completamente mezclado, es posible considerar los valores obtenidos como datos confiables en el diseño de tratamiento terciario para la remoción de nitrógeno amoniacal de efluentes de tratamiento en aguas residuales como las empleadas en el estudio.

- 7.4 Tomando en cuenta que los elementos que presentan mayor toxicidad para los organismos acuáticos son el nitrógeno amoniacal y los nitritos, los resultados obtenidos en este estudio podrían tomarse como referencia, para lograr el acondicionamiento de las aguas residuales tratadas para uso en acuacultura.
- 7.5 Si se considera que la falla de un motor que originó la interrupción de la agitación en el sistema fue suficiente para incrementar la concentración de $N-NH_3$, se sugiere que para estudios futuros se disponga, además de un sistema de corriente eléctrica de emergencia, de bombas extra y que se tome como referencia para cuando se aplique a mayor escala.
- 7.6 No se modificó en forma notable el pH en el efluente nitrificado debido a la relativamente alta concentración de la alcalinidad presente en el agua residual cruda.
- 7.7 En este estudio se logró la conversión del $N-NH_3$ a forma oxidada del Nitrógeno (NO_2^- y NO_3^-) en θ_h mayor de 2.3 a 4.6 días.
- 7.8 Para lograr una nitrificación más completa de los nitritos, aparentemente se requieren tiempos de retención hidráulicos y/o celulares mayores de 4.6 días, con el tipo de agua y reactores empleados en este trabajo (reactores con relación DBO_5/NKT menor a 3.0 "Nitrificación de fases separadas").

8. REFERENCIAS

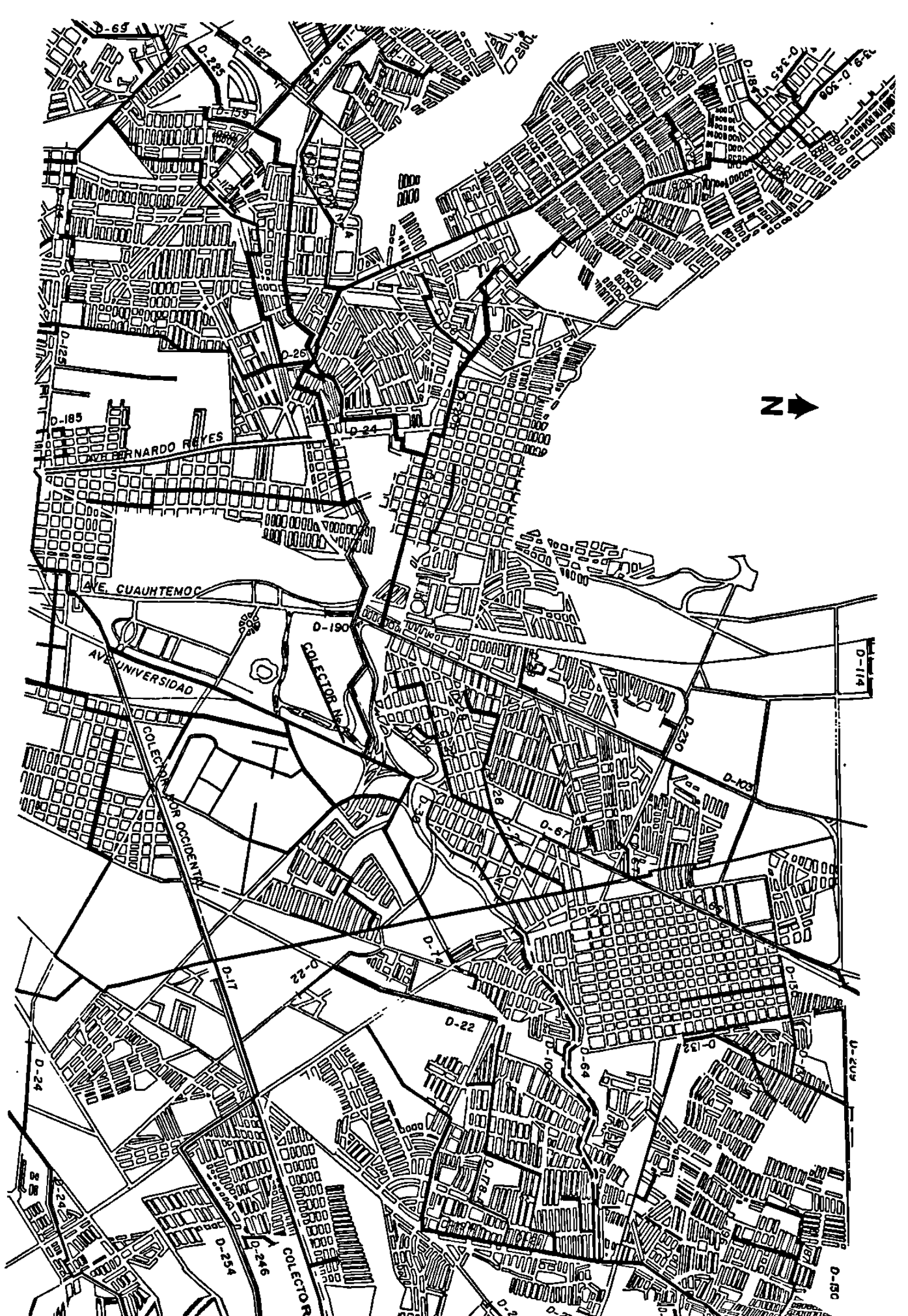
- American Water Works Association. 1968. Agua, Su Calidad y Tratamiento. Editorial UTHEA, México, D. F. :1-131.**
- APHA - AWWA - WPCF. 1975. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 14th Edition. New York, N.Y.**
- APHA - AWWA WPCF. 1989. Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. Ed. Díaz de Santos.**
- Barnes, G. E. 1967. Tratamiento de Aguas Negras y Desechos Industriales. Manuales UTHEA. Editorial Hispano Americana. 1ª edición en Español.**
- Blackburn, H. T. 1994. Simulation Model of the Coupling Between Nitrification and Denitrification in a Freshwater Sediment. Applied and Environmental Microbiology. 60(9): 3089-3095.**
- Charley, R. C., D. G. Hooker y A. G. McLee. 1979. Nitrification Kinetics in Activated Sludge at Various Temperatures and Dissolved Oxygen Concentrations. Water Research, 14: 1387-1396.**
- Dahab, M. F. y Y. W. Lu. 1988. Nitrate Removal From Water Supplies Using Biological Denitrification. Journal Water Pollution Control Federal. 60:1670.**
- Fair, G. 1983. Abastecimiento de Agua y Remoción de Aguas Residuales. Ed. LIMUSA. México, D.F.**
- Fritzsche, C. y E.G. Niemann. 1990. Nitrogen Fixation in Continuous Culture with NH₄Cl- Containing Media. Applied and Environmental Microbiology. 56(4):1660-1661.**

- Gomella, C. 1977. Tratamiento de Aguas para Abastecimiento Público. Editores Técnicos. Barcelona: 240.**
- Grahame, A. H. 1982. Apparent and Measured Rates of Nitrification in the Hipolimnion of a Mesotrophic Lake. Applied and Environmental Microbiology, 43 (3): 542-547**
- Huang, J. M.; O. J. Hao, Y. C. Wu y A. H. Molof. 1989. Nitrification of Activated Sludge Effluent in a Cross - Flow Medium Trickling Filter System. Journal Water Pollution Control Federal. 61: 461.**
- Jiménez, C. G. 1994. Sistemas Biológicos. Calidad Ambiental. C.C.A. -I.T.E.S.M. II(1):1-14.**
- Lind, O. T. 1979. Handbook of Common Methods in Limnology. Second Edition. The C.V. Mosby Company.**
- Martine, S. O. 1984. Use of Nitrifying Measurements for Describing the Effect of Salinity on Nitrification in the Scheldt Estuary. Applied and Environmental Microbiology, 47 (2): 424-426.**
- Metcalf y Eddy. 1985. Ingeniería Sanitaria, Tratamiento, Evaluación y Reutilización de Aguas Residuales.**
- Okey, R. W y O. E. Albertson. 1989. Evidence for Oxygen - Limiting Conditions During Tertiary Fixed - Film Nitrification. Journal Water Pollution Control Federal. 61: 510-519.**
- Okey, R. W y O. E. Albertson. 1989. Diffusion's Role in Regulating Rate and Masking Temperature Effects in Fixed - Film Nitrifications. J. Water Pollution Control Federal. 61: 500-509.**
- Oslislo, A. y Z. Lewandowski. 1985. Inhibition of Nitrification in the Packed Bed Reactors by Selected Organic Compounds. Water Research. 19 (14): 423-426.**

- Parker, D., M. Lutz, R. Dahl, y S. Bemkopf. 1989. Enhancing Reaction Rates in Nitrifying Trickling Filters Through Biofilm Control. Journal Water Pollution Control Federal. 61: 618-631.**
- Parker, D. S. y R. Tyler. 1989. Nitrification in trickling filters. Journal Water Pollution Control Federal. 58: 896-902.**
- Poduska, M.K. 1980. The Effect of Dissolved Oxygen Concentration on Nitrification. Water Research. 14: 643-649.**
- Rivera y Calderón. 1990. Biotratamiento de Aguas Negras. Proyecto de Mejoramiento del Medio Ambiente. Escuela Nacional de Estudios Profesionales. UNAM.**
- Sawyer, C. N. 1966. Conceptos Básicos de Eutrificación. Journal Water Pollution Control Federal. 38:738.**
- Secretaría de Recursos Hidráulicos. S. R. H. 1973. Control de la Contaminación del Agua en la Industria Química. Publicación de la Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Vol. I. No. 5.**
- Williamson, R. B. y J. G. Cooke. 1985. The Effect of Storms on Nitrification Rates in a Small Storm. Water Research. 19 (4): 435-440.**
- Winkler, M. 1986. Tratamiento Biológico de las Aguas de Desecho. Ed. Limusa. 1ª ed. México. 254-294.**

9. ANEXOS

9.1 Plano. Colector No. 4.



9.2 Cuadros de Resultados

Cuadro 1. Caracterización del agua residual cruda* en las diferentes fechas de muestreo realizados durante los meses de julio, agosto y septiembre de 1994.

	Julio 20	Julio 29	Ago. 5	Ago. 12	Ago. 21	Ago. 31	Sep. 9	Sep. 16	Sep. 24
pH	7.3	7.4	7.3	7.3	7.1	7.0	7.1	7.3	7.3
CE μ mhos/cm	945	870	910	880	940	1075	910	960	860
SDT mg/l	630	790	610	590	650	720	610	640	580
Temp. °C	29	29	29	29	29	29	29	29	29
Alc. tot mg/l	404	340	450	320	327	330	340	332	320
N-NH ₃ mg/l	21.8	19	19.7	24.2	15.2	19	21	19.4	20.4
N-org. mg/l	8.96	14	12.3	10.5	17.30	12.3	11.2	10.5	13.2
N-NO ₂ mg/l	0.07	0.125	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
N-NO ₃ mg/l	< 0.1	< 0.1	< 0.1	0.6	2	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
P tot. mg/l	7.2	4.9	6.7	8.4	7.5	9.8	8.2	9.8	9.5
DBO ₅ mg/l	260	240	280	340	190	240	350	200	175
DQO mg/l	390	430	606	673	770	610	530	420	460
SST mg/l	160	184	164	160	175	203	290	180	150
ST mg/l	774	980	775	878	1117	1070	920	850	720
SSV mg/l	128	158	95	80	125	240	200	150	90
STV mg/l	340	530	225	290	260	485	510	350	230
OD mg/l	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1

Simbología:

- CE = Conductividad Eléctrica
- SDT = Sólidos Disueltos Totales
- Temp. = Temperatura
- Alc. tot. = Alcalinidad Total expresada como CaCO₃
- N-NH₃ = Concentración de Nitrógeno Amónico
- N-org = Concentración de Nitrógeno Orgánico
- N-NO₂ = Concentración de Nitrógeno de Nitritos
- N-NO₃ = Concentración de Nitrógeno de Nitratos
- P tot. = Fósforo total

- DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
- DQO = Demanda Química de Oxígeno
- SST = Sólidos Suspendingos Totales
- ST = Sólidos Totales
- SSV = Sólidos Suspendingos Volátiles
- STV = Sólidos Totales Volátiles
- OD = Oxígeno Disuelto
- mg/l = Miligramo por litro (partes por millon, ppm)

* Sin sedimentar

Cuadro 2. Caracterización del agua residual* colectada a la salida del reactor biológico (R1) y de los 4 reactores de nitrificación (R2, R3, R4 y R5). Muestras colectadas el 1° de agosto de 1994.

	Salida R5 (20 l)	Salida R4 (20 l)	Salida R3 (10 l)	Salida R2 (10 l)	Salida R1
CAUDAL ml/min.	3	6	3	6	19
θ_b (días)	4.63	2.31	2.31	1.16	0.69
pH	7.5	7.3	7.4	7.4	7.6
C E $\mu\text{mhos/cm}$	870	870	820	840	850
SDT. mg/l	580	580	550	560	570
T (°C)	20	20	20	20	20
Alc. total mg/l	120	160	135	220	330
N-NH ₃ mg/l	0.6	3	2.9	12	25.6
N-org. mg/l	2	1.5	3.1	6.5	3.3
N-NO ₂ mg/l	25.3	19.3	19.8	10.7	0.1
N-NO ₃ mg/l	1.8	6.4	5.2	1.8	1.6
P total mg/l	5.2	4.2	4	4.3	6.2
DBO ₅ mg/l	3.1	4.2	2.9	3.2	68
DQO mg/l	52	68	70	76	198
SST mg/l	40	60	50	80	140
ST mg/l	630	660	620	643	708
SSV mg/l	3	4	4	2	75
STV mg/l	312	260	212	176	240
NKT mg/l	2.6	4.5	6	18.5	28.9
DBO ₅ /NKT	1.20	0.93	0.48	0.17	2.35

Simbología:

- θ_b = Tiempo de retención hidráulico
- C E = Conductividad Eléctrica
- SDT = Sólidos Disueltos Totales
- T = Temperatura
- Alc. total = Alcalinidad Total expresada como CaCO₃
- N-NH₃ = Concentración de Nitrogeno Amoniacal
- N-org = Concentración de Nitrogeno Orgánico
- N-NO₂ = Concentración de Nitrogeno de Nitritos
- N-NO₃ = Concentración de Nitrogeno de Nitratos
- mg/l = Miligramo por litro (partes por millón, ppm)

- P total = Fósforo total
- DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
- DQO = Demanda Química de Oxígeno
- SST = Sólidos Suspendedos Totales
- ST = Sólidos Totales
- SSV = Sólidos Suspendedos Volátiles
- STV = Sólidos Totales Volátiles
- NKT = Nitrogeno Kjeldahl Total

* Sin sedimentar

Cuadro 3. Caracterización del agua residual* colectada a la salida del reactor biológico (R1) y de los 4 reactores de nitrificación (R2, R3, R4 y R5). Muestras colectadas el 5 de agosto de 1994.

	Salida R5 (20 l)	Salida R4 (20 l)	Salida R3 (10 l)	Salida R2 (10 l)	Salida R1
CAUDAL ml/min	3	6	3	6	19
θ_h (días)	4.63	2.31	2.31	1.16	0.69
pH	7.5	7.4	7.5	7.3	7.6
C E μ mhos/cm	870	850	840	850	850
SDT, mg/l	580	570	560	570	570
T (°C)	19	19	19	19	19
Alc. total mg/l	125	160	135	225	340
N-NH ₃ mg/l	0.6	3.2	3.1	5.1	24.2
N-org. mg/l	1.5	1.7	3	4.2	3.3
N-NO ₂ mg/l	17.3	16.7	14.4	11.8	0.1
N-NO ₃ mg/l	10.4	8.1	9.2	4.6	1.8
P total mg/l	5.3	4.4	4.2	4.1	6.1
DBO ₅ mg/l	2.5	3.8	4.3	2.9	68
DQO mg/l	48	64	70	72	190
SST mg/l	35	50	50	60	145
ST mg/l	630	640	630	650	722
SSV mg/l	3	4	4	3	70
STV mg/l	312	270	222	174	245
NKT mg/l	2.1	4.9	6.1	9.3	27.5
DBO ₅ /NKT	1.19	0.78	0.70	0.31	2.47

Simbología:

θ_h = Tiempo de retención hidráulico
 C E = Conductividad Eléctrica
 SDT = Sólidos Disueltos Totales
 T = Temperatura
 Alc. total = Alcalinidad Total expresada como CaCO₃
 N-NH₃ = Concentración de Nitrógeno Amónico
 N-org = Concentración de Nitrógeno Orgánico
 N-NO₂ = Concentración de Nitrógeno de Nitritos
 N-NO₃ = Concentración de Nitrógeno de Nitratos
 mg/l = Miligramo por litro (partes por millón, ppm)

P total = Fósforo total
 DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
 DQO = Demanda Química de Oxígeno
 SST = Sólidos Suspendidos Totales
 ST = Sólidos Totales
 SSV = Sólidos Suspendidos Volátiles
 STV = Sólidos Totales Volátiles
 NKT = Nitrógeno Kjeldahl Total

* Sin sedimentar

Cuadro 4. Caracterización del agua residual* colectada a la salida del reactor biológico (R1) y de los 4 reactores de nitrificación (R2, R3, R4 y R5). Muestras colectadas el 9 de agosto de 1994.

	Salida R5 (20 l)	Salida R4 (20 l)	Salida R3 (10 l)	Salida R2 (10 l)	Salida R1
CAUDAL ml/min.	3	6	3	6	19
θ_h (días)	4.63	2.31	2.31	1.16	0.69
pH	7.6	7.3	7.5	7.4	7.6
C E $\mu\text{mhos/cm}$	840	850	820	850	870
SDT. mg/l	560	570	550	570	580
T (°C)	18	18	18	18	18
Alc. total mg/l	128	170	140	230	350
N-NH ₃ mg/l	0.5	2.8	2.7	5	25.2
N-org. mg/l	1.4	2.1	3.5	5.2	2.6
N-NO ₂ mg/l	15.8	13.8	11.3	11.2	0.08
N-NO ₃ mg/l	11.7	11.1	12.3	4.5	1.5
P total mg/l	4	4.5	4.3	4.62	5.9
DBO ₅ mg/l	2.8	3.7	3.6	2.5	66
DQO mg/l	50	76	70	73	210
SST mg/l	40	60	60	70	160
ST mg/l	590	630	620	660	742
SSV mg/l	3	4	4	3	72
STV mg/l	304	277	218	180	243
NKT mg/l	1.9	4.9	6.2	10.2	27.8
DBO ₅ /NKT	1.47	0.76	0.58	0.25	2.37

Simbología:

θ_h = Tiempo de retención hidráulico
 C E = Conductividad Eléctrica
 SDT = Sólidos Disueltos Totales
 T = Temperatura
 Alc total = Alcalinidad Total expresada como CaCO₃
 N-NH₃ = Concentración de Nitrógeno Amónico
 N-org = Concentración de Nitrógeno Orgánico
 N NO₂ = Concentración de Nitrógeno de Nitritos
 N NO₃ = Concentración de Nitrógeno de Nitratos
 mg/l = Miligramo por litro (partes por millón, ppm)

P total = Fósforo total
 DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
 DQO = Demanda Química de Oxígeno
 SST = Sólidos Suspendedos Totales
 ST = Sólidos Totales
 SSV = Sólidos Suspendedos Volátiles
 STV = Sólidos Totales Volátiles
 NKT = Nitrogeno Kjeldahl Total

* Sin sedimentar

Cuadro 5. Caracterización del agua residual* colectada a la salida del reactor biológico (R1) y de los 4 reactores de nitrificación (R2, R3, R4 y R5). Muestras colectadas el 13 de agosto de 1994.

	Salida R5 (20 l)	Salida R4 (20 l)	Salida R3 (10 l)	Salida R2 (10 l)	Salida R1
CAUDAL ml/min.	3	6	3	6	19
θ_h (días)	4.63	2.31	2.31	1.16	0.69
pH	7.4	7.4	7.5	7.4	7.7
C E $\mu\text{mhos/cm}$	870	870	820	840	870
SDT mg/l	580	580	550	560	580
T (°C)	19	19	19	19	19
Alc. total mg/l	140	185	150	228	365
N-NH ₃ mg/l	0.45	3.9	3.7	5.7	24.8
N-org. mg/l	1.9	1.38	1.4	6.4	2.5
N-NO ₂ mg/l	13.7	10.2	11.6	12.7	0.07
N-NO ₃ mg/l	12.2	12.9	11.9	4.1	1.4
P total mg/l	4.2	3.9	3.8	2.8	6.2
DBO ₅ mg/l	2.7	3.6	4.2	2.8	68
DQO mg/l	59	70	78	70	216
SST mg/l	40	50	60	76	150
ST mg/l	620	600	600	627	733
SSV mg/l	3	4	4	3	70
STV mg/l	310	269	215	173	248
NKT mg/l	2.35	5.28	5.1	12.1	27.3
DBO ₅ /NKT	1.15	0.68	0.82	0.23	2.49

Simbología:

- θ_h = Tiempo de retención hidráulico
- C E = Conductividad Eléctrica
- SDT = Sólidos Disueltos Totales
- T. = Temperatura
- Alc. total = Alcalinidad Total expresada como CaCO₃
- N-NH₃ = Concentración de Nitrógeno Amoniacal
- N-org = Concentración de Nitrógeno Orgánico
- N-NO₂ = Concentración de Nitrógeno de Nitritos
- N-NO₃ = Concentración de Nitrógeno de Nitratos
- mg/l = Miligramo por litro (partes por millón, ppm)

- P total = Fósforo total
- DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
- DQO = Demanda Química de Oxígeno
- SST = Sólidos Suspendedos Totales
- ST = Sólidos Totales
- SSV = Sólidos Suspendedos Volátiles
- STV = Sólidos Totales Volátiles
- NKT = Nitrógeno Kjeldahl Total

* Sin sedimentar

Cuadro 6. Caracterización del agua residual* colectada a la salida del reactor biológico (R1) y de los 4 reactores de nitrificación (R2, R3, R4 y R5). Muestras colectadas el 18 de agosto de 1994.

	Salida R5 (20 l)	Salida R4 (20 l)	Salida R3 (10 l)	Salida R2 (10 l)	Salida R1
CAUDAL ml/min.	3	6	3	6	19
θ_h (días)	4.63	2.31	2.31	1.16	0.69
pH	7.5	7.4	7.3	7.5	7.6
C E μ mhos/cm	870	870	810	840	840
SDT mg/l	580	580	540	560	560
T (°C)	20	20	20	20	20
Alc. total mg/l	138	192	160	234	372
N-NH ₃ mg/l	0.5	3.8	3.6	8.1	24.6
N-org, mg/l	2.3	1.4	0.5	6.8	2.24
N-NO ₂ mg/l	12.9	9.3	12.6	10.3	0.079
N-NO ₃ mg/l	12.6	13.7	11.6	5.9	1.5
P total mg/l	4.6	3.6	3.3	3.6	6.9
DBO ₅ mg/l	2.6	3.6	4.4	2.9	73
DQO mg/l	51	66	77	73	203
SST mg/l	50	50	60	50	120
ST mg/l	660	650	620	612	686
SSV mg/l	3	4	4	3	70
STV mg/l	302	262	202	166	250
NKT mg/l	2.8	5.2	4.1	14.9	26.84
DBO ₅ /NKT	0.93	0.69	1.07	0.19	2.72

Simbología:

- θ_h = Tiempo de retención hidráulico
- C E = Conductividad Eléctrica
- SDT = Sólidos Disueltos Totales
- T = Temperatura
- Alc. total = Alcalinidad Total expresada como CaCO₃
- N-NH₃ = Concentración de Nitrógeno Amouacal
- N-org = Concentración de Nitrógeno Orgánico
- N-NO₂ = Concentración de Nitrógeno de Nitritos
- N-NO₃ = Concentración de Nitrógeno de Nitratos
- mg/l = Miligramo por litro (partes por millón, ppm)

- P total = Fósforo total
- DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
- DQO = Demanda Química de Oxígeno
- SST = Sólidos Suspendedos Totales
- ST = Sólidos Totales
- SSV = Sólidos Suspendedos Volátiles
- STV = Sólidos Totales Volátiles
- NKT = Nitrógeno Kjeldahl Total

* Sin sedimentar

Cuadro 7. Caracterización del agua residual* colectada a la salida del reactor biológico (R1) y de los 4 reactores de nitrificación (R2, R3, R4 y R5). Muestras colectadas el 23 de agosto de 1994.

	Salida R5 (20 l)	Salida R4 (20 l)	Salida R3 (10 l)	Salida R2 (10 l)	Salida R1
CAUDAL ml/min.	3	6	3	6	19
θ_h (días)	4.63	2.31	2.31	1.16	0.69
pH	7.5	7.4	7.4	7.3	7.7
C E $\mu\text{mhos/cm}$	820	820	760	840	840
SDT mg/l	550	550	510	560	560
T (°C)	20	20	20	20	20
Alc. total mg/l	138	170	138	234	372
N-NH ₃ mg/l	< 0.2	6	< 0.2	4.77	24.6
N-org. mg/l	3.1	0.84	4.5	5.8	2.24
N-NO ₂ mg/l	11.7	8.9	11.4	10.3	0.079
N-NO ₃ mg/l	14.2	13.3	13.1	8.1	2.2
P total mg/l	7.2	5.9	5.9	3.6	6.9
DBO ₅ mg/l	5.1	2.5	4.3	2.9	70
DQO mg/l	98	100	143	73	203
SST mg/l	90	90	100	50	120
ST mg/l	640	620	610	612	686
SSV mg/l	4	3	4	3	80
STV mg/l	330	363	202	166	250
NKT mg/l	3.1	6.84	4.5	10.57	26.84
DBO ₅ /NKT	1.65	0.37	0.96	0.27	2.61

Simbología:

- θ_h = Tiempo de retención hidráulico
- C E = Conductividad Eléctrica
- SDT = Sólidos Disueltos Totales
- T = Temperatura
- Alc. total = Alcalinidad Total expresada como CaCO₃
- N-NH₃ = Concentración de Nitrógeno Amoniacal
- N-org = Concentración de Nitrógeno Orgánico
- N-NO₂ = Concentración de Nitrógeno de Nitritos
- N-NO₃ = Concentración de Nitrógeno de Nitratos
- mg/l = Miligramo por litro (partes por millón, ppm)

- P total = Fósforo total
- DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
- DQO = Demanda Química de Oxígeno
- SST = Sólidos Suspendedos Totales
- ST = Sólidos Totales
- SSV = Sólidos Suspendedos Volátiles
- STV = Sólidos Totales Volátiles
- NKT = Nitrógeno Kjeldahl Total

* Sin sedimentar

Cuadro 8. Caracterización del agua residual* colectada a la salida del reactor biológico (R1) y de los 4 reactores de nitrificación (R2, R3, R4 y R5). Muestras colectadas el 25 de agosto de 1994.

	Salida R5 (20 l)	Salida R4 (20 l)	Salida R3 (10 l)	Salida R2 (10 l)	Salida R1
CAUDAL ml/min.	3	6	3	6	19
θ_h (días)	4.63	2.31	2.31	1.16	0.69
pH	7.7	7.6	7.6	7.5	7.7
C E μ mhos/cm	760	760	720	700	850
SDT mg/l	510	510	480	470	570
T (°C)	20	20	20	20	20
Alc. total mg/l	123	149	123	132	319
N-NH ₃ mg/l	0.25	1.3	0.95	7.6	26.4
N-org. mg/l	2.20	2	2.3	4.6	3.4
N-NO ₂ mg/l	11.80	7.8	10.3	9.2	0.03
N-NO ₃ mg/l	16.60	19.8	17.4	9.6	1.2
P total mg/l	5.55	4.89	6.53	4.89	5.87
DBO ₅ mg/l	3.20	4.8	4.7	4.1	70
DQO mg/l	55	80	55	62	190
SST mg/l	50	60	50	60	115
ST mg/l	580	560	500	655	692
SSV mg/l	3	5	5	3	60
STV mg/l	220	250	210	240	270
NKT mg/l	2.45	3.3	3.25	12.2	29.8
DBO ₅ /NKT	1.31	1.45	1.45	0.34	2.35

Simbología:

θ_h = Tiempo de retención hidráulico
 C E = Conductividad Eléctrica
 SDT = Sólidos Disueltos Totales
 T = Temperatura
 Alc. total = Alcalinidad Total expresada como CaCO₃
 N-NH₃ = Concentración de Nitrógeno Amoniacal
 N-org = Concentración de Nitrógeno Orgánico
 N-NO₂ = Concentración de Nitrógeno de Nitritos
 N-NO₃ = Concentración de Nitrógeno de Nitratos
 mg/l = Miligramo por litro (partes por millón, ppm)

P total = Fósforo total
 DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxígeno a los cinco días
 DQO = Demanda Química de Oxígeno
 SST = Sólidos Suspendidos Totales
 ST = Sólidos Totales
 SSV = Sólidos Suspendidos Volátiles
 STV = Sólidos Totales Volátiles
 NKT = Nitrógeno Kjeldahl Total

* Sin sedimentar