



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE QUÍMICA**

**“EVALUACIÓN DE PROCESOS FISICOQUÍMICOS Y  
BIOLÓGICOS PARA LA DEGRADACIÓN DE ALCANOLAMINAS”**

**T E S I S  
PARA OBTENER EL TÍTULO DE  
INGENIERA QUÍMICA  
P R E S E N T A :  
AMANDA DE LA CRUZ VILLALOBOS**

**MÉXICO, D. F.**

**2007**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



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

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

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

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

## DEDICATORIAS

“En el crepúsculo de la memoria volveremos a reunirnos, volveremos a hablar juntos, cantareis para mí un canto más profundo y si nuestras manos vuelven a encontrarse en otro sueño, construiremos otra torre en el cielo.”

*Khalil Gibrán*

Con todo mi amor y cariño para mamá y Dany.

Por ser mi razón de ser para mi hijo  
José Alberto.

Por su apoyo, comprensión y paciencia para  
Raymundo

En memoria de mis seres queridos  
que se encuentran en un mejor lugar para

a mi abuelita Teodora y Alfa,  
tío Charis, Dorita, Ma. de Jesús,  
Arnulfo Webster,  
Victoria y Gustavo Martínez.

A todas aquellas personas que han pasado en mi vida, quienes son como estrellas en el firmamento y su luz perdurará por siempre en mi corazón; ya que de una u otra manera han enriquecido y contribuido con mi formación como persona; por el apoyo que me han brindado, por sus sabios consejos, por escucharme, por su comprensión, cariño, amistad, sus enseñanzas y sobretodo por su confianza.

“Yo no había encontrado mi religión,  
nada me parecía más importante que un libro,  
en la biblioteca veía un templo.”

*Jean Paul Sartre*

## AGRADECIMIENTOS

A mi mamá y a mi hermana Dany le agradezco todos sus sacrificios, apoyo, cariño, sus cuidados y su comprensión.

A José Alberto por su alegría, amor y comprensión.

A Ray, Malena y Rubén por todo su apoyo.

Al Dr. Alfonso Durán Moreno por sus consejos, confianza, paciencia, conocimiento y amistad.

A los miembros del jurado, gracias por todas sus opiniones y contribuciones para la presentación de esta tesis, especialmente al Dr. Víctor Manuel Luna Pabello.

A los profesores de la FQ por sus enseñanzas y por enriquecer mi conocimiento profesional y personal; especialmente a la maestra Magdalena Acosta y Bob R. por sus consejos y el apoyo brindado.

A Nora Salinas, Jesús Ayala y Enedino Varela por sus conocimientos, sus consejos y el apoyo brindado durante el desarrollo de este trabajo.

Asimismo, deseo expresar mi agradecimiento a mis compañeros del laboratorio Akemi, Fabiola, Nancy, Sergio, Viri; y los compañeros de los proyectos Rafaela Gutierrez, Pamela, Sorge, Israel, Rulo, Jorge C., Efrén, a Lety, los hermanos Blanco (Frantz y John), Isela, Juan Carlos, Benjamín, Ernesto R. y al Ing. Alfonso Durán Preciado.

A mis amigos de la FQ: Nadia C., Minerva G., Genaro T., Silvia G., Miriam Alejandra Z., Omar Velazquez., Esteban Olvera, Miriam Novelo, Tania Campos, Alma R., Carlor Roth, Amparo Maya, Jorge David, Daniela Hernández, Maytonce, Juan Castro .

A mis amigas de la UPN Gabriela G. y Graciela Delgadillo.

A mis otros amigos que no son de la FQ, pero que les tengo mucho cariño Memo Preza, Lucy Estrada, Claudia I., Rosario Pérez, Erika Dominguez, Clara Lopéz, Juana Aquino, Ricardo Valadez, Isabel, Monica Ensueño, Sandra García, Liliana García, Emma Guzmán, Cecilia Aguilar, Raúl Ojeda, Ma. Enriqueta Castro, Enrique Vargas, Josefina, Lulú Vega, Zamira Soto, Violeta Detor.

A mis nuevas compañeros de trabajo: Elizabeth de Lucio, Erika Santamaria, Guadalupe Macuil, Erika Batalla, Paty Zendejas, Jorge Luis Aguilar.

A mis abuelos Herminio, a mi tía abuela Victoria, a mis tías Elia, Nere, Vicky, Toña, a mis tíos Minio, José Luis, Charis, a todos los primos y a mi ahijada Natalia por brindarme su apoyo, y amor, por todo lo que me han dado y que no tengo con que pagarles, les doy las gracias y espero que se sientan orgullosos de mí.

A Andrés Henestrosa por enseñarme a valorar mis raíces y el valor del conocimiento, a mi madrina Cibeles Henestrosa de Webster, mi padrino Andrés W., a Cériida W. Edenida W., a la familia Martínez Romo, a Jorge Martínez, Miriam E. Alarcón, la familia Hass, Petra Cruz y Pascual Ojeda, solo quiero decirles que los quiero, respeto, admiro y por ser ejemplos de vida.

A la H. UNAM por ser mi alma mater y por fortalecer mis principios de carácter profesional y social.

Al laboratorio de PIQAyQA de la Facultad de Química, de la Universidad Nacional Autónoma de México, dónde se realizó el trabajo experimental de la presente tesis.

Al Ing. Ismael Alegrría del grupo DERMET por su colaboración y facilidades brindadas durante el desarrollo de la presente tesis.

La presente tesis contó con el apoyo económico del PAPIIT NI 109005.

Jurado asignado:

Presidente	<b>Prof. Rodolfo Torres Barrera</b>
Vocal	<b>Prof. Víctor Manuel Luna Pabello</b>
Secretario	<b>Prof. Alfonso Durán Moreno</b>
1er. Suplente	<b>Prof. Landy Irene Ramírez Burgos</b>
2°. Suplente	<b>Prof. Baldomero Pérez Gabriel</b>

Programa de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental,  
Lab. 301 – E, Facultad de Química, UNAM

Asesor del tema:

---

**Dr. Alfonso Durán Moreno**

Sustentante:

---

**Amanda De la Cruz Villalobos**

## ÍNDICE DE CONTENIDO

ABREVIACIONES Y TÉRMINOS TÉCNICOS.....	v
DEDICATORIAS .....	vi
AGRADECIMIENTOS .....	vii
RESUMEN .....	ix
1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	1
1.2. OBJETIVO GENERAL .....	2
1.3. OBJETIVOS PARTICULARES.....	2
1.4. HIPÓTESIS.....	2
2. MARCO TEÓRICO .....	3
2.1. GAS NATURAL .....	3
2.2. ENDULZAMIENTO DEL GAS NATURAL .....	6
2.2.1. PROCESO .....	7
2.2.2. CRITERIOS DE SELECCIÓN .....	8
2.2.2.1. PROCESO DE ENDULZAMIENTO CON SOLVENTES QUÍMICOS .....	9
2.3. QUÍMICA BÁSICA DEL PROCESO .....	14
2.3.1. SELECCIÓN DE LOS PROCESOS ALCANOLAMINAS .....	15
2.3.2. LAS ALCANOLAMINAS.....	15
2.3.2.1. DIETANOLAMINA.....	17
2.3.2.2. AMINA GASTADA.....	18
2.3.3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL.....	19
2.3.4. LODOS ACTIVADOS .....	20
2.3.5. SISTEMA DE BIOMASA EN SUSPENSIÓN PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO.....	21
2.4. CICLO DEL NITRÓGENO.....	23
2.4.1. EFECTOS DE LA PRESENCIA DEL NITRÓGENO EN CUERPOS NATURALES DE AGUA.....	26
2.5. PROCESO AEROBIO Y ANÓXICO.....	26
2.6. CLASIFICACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS.....	29
2.7. BACTERIAS .....	30
2.7.1. METABOLISMO DE LAS BACTERIAS .....	31
2.8. BACTERIAS NITRIFICANTES.....	32
2.8.1. RUTAS METABÓLICAS DE DEGRADACIÓN DE AMINAS.....	35
2.8.2. NITRIFICACIÓN.....	36
2.8.3. DESNITRIFICACIÓN.....	37
2.9. PROCESO DE NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN. ....	39
2.10. PROCESOS FISCOQUÍMICOS.....	40
2.10.1. OXIDACIÓN AVANZADA .....	41
2.10.2. REACTIVO DE FENTON .....	42
3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL .....	43
3.1. ALIMENTACIÓN.....	43
3.2. TÉCNICAS ANALÍTICAS UTILIZADAS.....	44
3.3. CONDICIONES DE OPERACIÓN .....	45
3.4. CONFIGURACIONES UTILIZADAS DE SISTEMA DE BIOMASA EN SUSPENSIÓN PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO.....	46
3.4.1. PRIMERA CONFIGURACIÓN: SISTEMA ANÓXICO/AEROBIO.....	46
3.4.2. SEGUNDA CONFIGURACIÓN: SISTEMA ANÓXICO/AEROBIO (MODIFICADO).....	48
3.4.3. TERCERA CONFIGURACIÓN: SISTEMA BASADO EN "SINGLE-SLUDGE" .....	50
3.4.4. CUARTA CONFIGURACIÓN: SISTEMA BASADO EN "LUDZACK-ETTINGER" .....	52

4.	RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	54
4.1.	SISTEMAS DE BIOMASA EN SUSPENSIÓN UTILIZADOS PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO.....	54
4.2.	PRIMERA CONFIGURACIÓN: SISTEMA ANÓXICO/AEROBIO.....	55
4.3.	SEGUNDA CONFIGURACIÓN: SISTEMA ANÓXICO/AEROBIO (MODIFICADO).....	57
4.4.	TERCERA CONFIGURACIÓN: SISTEMA BASADO EN “SINGLE-SLUDGE” .....	60
4.5.	CUARTA CONFIGURACIÓN: SISTEMA BASADO EN “LUDZACK-ETTINGER” ...	63
4.6.	ANÁLISIS DE RESULTADOS .....	66
4.6.1.	IMPORTANCIA DE LAS CONDICIONES EXPERIMENTALES .....	67
4.6.1.1.	pH .....	67
4.6.1.2.	POTENCIAL REDOX.....	68
4.6.1.3.	OXÍGENO DISUELTO (OD) .....	70
4.6.1.4.	DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO) .....	71
4.6.1.5.	NITRÓGENO TOTAL.....	73
4.6.1.5.1	NITRÓGENO KJELDHAL (NTK).....	74
4.6.1.5.1.1	NITRÓGENO AMONIACAL (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ).....	76
4.6.1.5.1.2	NITRÓGENO ORGÁNICO (N <sub>ORG</sub> ).....	77
4.6.1.6.	NITRITOS (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) .....	78
4.6.1.7.	NITRATOS (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) .....	80
4.7.	BIOMASA PRESENTE EN LOS SISTEMAS DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO....	81
5.	CONCLUSIONES .....	84
6.	BIBLIOGRAFÍA.....	86
7.	ANEXOS .....	91
A1.	GASES ÁCIDOS.....	91
A2.	HOJAS DE SEGURIDAD .....	92
A3.	CERTIFICADO DE ANÁLISIS .....	94
A4.	COMPOSICIÓN TÍPICA DE AGUA RESIDUAL .....	95
A5.	MEMORIA DE CÁLCULO .....	96
A6.	DEFINICIÓN DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS.....	97
A7.	PROCEDIMIENTOS DE TÉCNICAS ANALÍTICAS .....	104
A8.	NORMATIVIDAD .....	116
A9.	GLOSARIO .....	117



## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 2.1.</b>	Principales componentes del Gas Natural	5
<b>Tabla 2.2.</b>	Punto de ebullición de hidrocarburos	6
<b>Tabla 2.3.</b>	Capacidad de absorción	12
<b>Tabla 2.4.</b>	Propiedades de las alcanolaminas	16
<b>Tabla 2.5.</b>	Características de las alcanolaminas	17
<b>Tabla 2.6.</b>	Dietanolamina	18
<b>Tabla 2.7.</b>	Condiciones de los procesos de remoción	29
<b>Tabla 2.8.</b>	Disposición celular	31
<b>Tabla 2.9.</b>	Condiciones óptimas para las bacterias nitrificantes.	34
<b>Tabla 3.1.</b>	Micronutrientes adicionados en la solución sintética de DEA	44
<b>Tabla 3.2.</b>	Normas de referencia para la cuantificación de los parámetros seleccionados.	45
<b>Tabla 3.3.</b>	Los condiciones de operación	45
<b>Tabla 3.4.</b>	Comparación entre los procesos de nitrificación y desnitrificación	45
<b>Tabla 3.5.</b>	Frecuencia de las determinaciones durante la primera configuración anóxico/aeróbico	47
<b>Tabla 3.6.</b>	Frecuencia de las determinaciones realizadas durante la segunda configuración anóxico/aerobio (modificado)	49
<b>Tabla 3.7.</b>	Frecuencia de las determinaciones durante la tercera configuración basada en "Single-sludge"	51
<b>Tabla 3.8.</b>	Frecuencia de las determinaciones durante la cuarta configuración basada en "Ludzack-Ettiger"	53
<b>Tabla 4.1.</b>	Periodos de estudio para cada una de las configuraciones	54
<b>Tabla 4.2.</b>	Remoción del NT y de NTK	61
<b>Tabla 4.3.</b>	Formación de $NH_4^+$ , $NO_3^-$ y $NO_2^-$ .	62
<b>Tabla 4.4.</b>	Remoción del NT y de NTK	64
<b>Tabla 4.5.</b>	Formación de $NO_3^-$ y $NO_2^-$ .	65
<b>Tabla 4.6.</b>	Comparación en términos de remoción de DQO cada una de las configuraciones	71
<b>Tabla 4.7.</b>	Periodos de estudio para cada una de las configuraciones	72
<b>Tabla 4.8.</b>	Comparación en términos de remoción de NT cada una de las configuraciones	74
<b>Tabla 4.9.</b>	Comparación en términos de remoción de NTK cada una de las configuraciones	76
<b>Tabla A.</b>	Composición típica de un agua residual municipal sin tratar	95
<b>Tabla B.</b>	Soluciones A + B para DQO, (Hoja técnica)	105
<b>Tabla C.</b>	Patrones para elaboración de curva de calibración	111
<b>Tabla D.</b>	Elección de celda de acuerdo a la concentración de N-NO <sub>2</sub>	111
<b>Tabla E.</b>	Volumen de la muestra en función de la concentración de N.	113

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 2.1.</b>	Composición del gas natural	4
<b>Figura 2.2.</b>	Proceso típico de absorción química de gases ácidos.	9
<b>Figura 2.3.</b>	Sistema convencional de lodos Activados.	21
<b>Figura 2.4.</b>	Sistema "Ludzack-Ettinger"	21
<b>Figura 2.5.</b>	Sistema "Ludzack-Ettinger" modificado	22
<b>Figura 2.6.</b>	Sistema "Single-Sludge"	23
<b>Figura 2.7.</b>	Ciclo de óxido – reducción del nitrógeno.	23
<b>Figura 2.8.</b>	Rutas metabólicas que sufre la materia orgánica durante un proceso de remoción	27
<b>Figura 2.9.</b>	Relaciones generales de la biomasa y el sustrato	27
<b>Figura 2.10.</b>	Relaciones generales de la biomasa y el sustrato durante un proceso aerobio	28
<b>Figura 2.11.</b>	Relaciones generales de la biomasa y el sustrato durante un proceso anóxico	28
<b>Figura 2.12.</b>	Relaciones generales de la biomasa y el sustrato durante un proceso anaerobio	29
<b>Figura 2.13.</b>	Clasificación de los seres vivos.	30
<b>Figura 2.14.</b>	Nitrobacter <i>Winogradskyi</i>	33
<b>Figura 2.15.</b>	Nitrosomonas sp.	33
<b>Figura 2.16.</b>	Ruta metabólica de una bacteria Gram negativa	36
<b>Figura 4.1</b>	Remoción del NT y de NTK	55
<b>Figura 4.2</b>	Remoción de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitratos y nitritos	56
<b>Figura 4.3</b>	Remoción de ST, SST y SDT	57
<b>Figura 4.4</b>	Remoción del NT y de NTK	58
<b>Figura 4.5</b>	Remoción de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitratos y nitritos	59
<b>Figura 4.6</b>	Remoción de ST, SST y SDT	60
<b>Figura 4.7</b>	Remoción de ST, SST y SDT	63
<b>Figura 4.8</b>	Remoción de ST, SST y SDT	66
<b>Figura 4.9</b>	Comportamiento del pH en las configuraciones propuestas	67
<b>Figura 4.10</b>	Comportamiento del ORP en las configuraciones propuestas	68
<b>Figura 4.11</b>	Oxígeno disuelto	70
<b>Figura 4.12</b>	% de Remoción de DQO	72
<b>Figura 4.13</b>	% de Remoción de NT	73
<b>Figura 4.14</b>	Remoción de NT	74
<b>Figura 4.15</b>	% de Remoción de NTK	75
<b>Figura 4.16</b>	Remoción de NTK	75
<b>Figura 4.17</b>	Remoción de nitrógeno amoniacal	77
<b>Figura 4.18</b>	Remoción de nitrógeno orgánico	78
<b>Figura 4.19</b>	Remoción de Nitritos	79
<b>Figura 4.20</b>	Remoción de Nitratos	80
<b>Figura 4.21</b>	Micrografía de lodos en el reactor aerobio	81
<b>Figura 4.22</b>	Micrografía de lodos en el reactor anóxico	81
<b>Figura 4.23</b>	Micrografía de colonias de microorganismos	82
<b>Figura 4.24</b>	Micrografía de de microorganismos en suspensión	82
<b>Figura 4.25</b>	Micrografía de ciliado rodeado por bacterias	82
<b>Figura 4.26</b>	Micrografía de ciliado fijo	83
<b>Figura 4.27</b>	Micrografía de ciliado fijo	83
<b>Figura 4.28</b>	Micrografía de rotífero	83
<b>Figura 4.29</b>	Micrografía de rotífero	83
<b>Figura A.1.</b>	a) Plus Meter Termo Orion 525 A+, b) electrodo de combinado Redox Termo Orion 9678 BK	98
<b>Figura A.2.</b>	a) Medidor de O <sub>2</sub> WTW Oxi197, b) Sensor de O <sub>2</sub> WTW CellOx 325	98
<b>Figura A.3.</b>	a) Termo reactor MERCK TR 300, b) SPECTROQUANT NOVA 60	99
<b>Figura A.4.</b>	Equipo de destilación rápida LABCONCO 65000-00	100
<b>Figura A.5.</b>	Columna de reducción de Cd cuprerizado	102
<b>Figura A.6.</b>	Equipo de filtración rápida	103

## ABREVIACIONES Y TÉRMINOS TÉCNICOS

CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono	MMpcd	millones de pies cúbicos diarios
COS	Sulfuro de carbonilo	Mn <sup>2+</sup>	Ión Manganeso
CS <sub>2</sub>	Sulfuro de carbono	MO	Materia orgánica
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno	N <sub>2</sub>	Nitrógeno gas
DEA	Dietanolamina	NH <sub>3</sub>	Amonio
DGA	Di-gricolamina	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Amoniaco
DIPA	Di-isopropanolamina	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
DQO	Demanda química de oxígeno	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
DteO	Demanda teórica de oxígeno	O <sub>2</sub>	Oxígeno
Fe <sup>3+</sup>	Ión férrico	ORP	Potencial de Oxido-Reducción
H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	Fosfato ácido	OD	Oxígeno disuelto
H <sub>2</sub> S	Ácido sulfhídrico	SDT	Sales disueltas totales
HPO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Fosfato diácido	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Sulfato
K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	Carbonato de potasio	SST	Sólidos suspendidos totales
MDEA	Metildietanolamina	ST	Sólidos totales
MEA	Monoetanolamina	SVT	Sólidos volátiles totales
Mg <sup>2+</sup>	Ión Magnesio		

## RESUMEN

En los yacimientos subterráneos el petróleo crudo y el gas natural se encuentran mezclados con compuestos gaseosos denominados como gases ácidos, como el sulfuro de hidrógeno y dióxido de carbono; los cuales disminuyen el poder calorífico de estos combustibles, por lo cual es necesario tratarlos para remover los compuestos gaseosos e impurezas. El principal proceso de endulzamiento utilizado en nuestro país es mediante sistemas de absorción química que utilizan alcanolaminas como solvente; en la industria petroquímica los agentes químicos absorbentes empleados en la remoción de los gases ácidos, para el proceso de endulzamiento del gas, son las alcanolaminas. Las aminas utilizadas son la monoetanolamina (MEA), dietanolamina (DEA) y metildietanolamina (MDEA). Después de varios ciclos de absorción-regeneración las disoluciones que contienen alcanolaminas pierden su poder absorbente debido a la formación de sales termoestables, se consideran "aminas gastadas" cuando una amina contiene más del 10% de estas sales.

En nuestro país la producción de gas natural alcanzó los 5,356 millones de pies cúbicos diarios (MMpcd) y el petróleo procesado es aproximadamente de 1,284 miles de barriles diarios (PEMEX, 2006), en estos se genera como residuo aminas gastadas, las cuales, de acuerdo a la norma NOM-052-SEMARNAT-2005 son consideradas como residuos, peligrosos por su toxicidad; de acuerdo a dicha clasificación estos residuos deben ser enviados a un tratamiento especial y/o confinamiento.

La dificultad de tratamiento de estas aminas gastadas se debe a que presentan elevados valores de pH (10-11), altas concentraciones de DQO (> 20,000 mg/L) y de sulfuros (>100 mg/L). No se descarta que eventualmente se presenten prácticas anómalas de operación, en donde sean mezcladas las aminas gastadas con aguas residuales de proceso, corrientes aceitosas, aguas amargas, entre otras. Por las características físicas y químicas de las alcanolaminas pueden generar un gran impacto ambiental en los cuerpos acuáticos pues pueden causar muerte o inhibición de los microorganismos presentes en los sistemas de tratamiento lagunar y biológicos.

Se tienen antecedentes de investigaciones a nivel internacional en las cuales se proponen tecnologías para la recuperación y la eliminación de aminas gastadas. Uno de los inconvenientes principales en la implementación de alguna tecnología de eliminación de aminas gastadas, en el proceso de endulzamiento de gas mexicano, es la escasa información existente en cuanto a la caracterización de los desechos que contienen dichas aminas. En este trabajo se plantea como objetivo principal realizar estudios básicos para proponer opciones de tratamiento viables técnica, económica y ambientalmente para las alcanolaminas de desecho provenientes de centros procesadores de gas y de refinerías.

La primera etapa del trabajo experimental fue la determinación de la concentración de DEA para la elaboración de soluciones sintéticas representativas de las aminas gastadas reales. El objetivo de trabajar con soluciones sintéticas es tener el mayor control posible de los procesos y establecer con mayor precisión los balances de materia con base en las eficiencias de eliminación obtenidas en cada proceso. En este estudio se probaron distintas configuraciones procesos de tratamiento biológico, basados en los sistemas convencionales de lodos activados, en los cuales se promovieron y alternaron etapas anóxicas y aerobias con la finalidad de eliminar la mayor parte de la DQO y promover los procesos de nitrificación y desnitrificación. Las distintas configuraciones de biomasa en suspensión planteadas fueron: 1) anóxico-aerobio, 2) anóxico-aerobio (modificado), 3) sistema basado en "Single-Sludge" y 4) Sistema basado en la configuración "Ludzack-Ettinger".

En la segunda etapa del proyecto se modificó el sistema para luego permitir periodos de adaptación a la biomasa de aproximadamente de 2 semanas, una vez estabilizada la biomasa a las condiciones de operación. En la tercera etapa se dio seguimiento a las variables de operación como son el pH, el tiempo de residencia y concentración (de biomasa y disoluciones de aminas), la respuesta del sistema y la remoción alcanzada. Finalmente, en la cuarta etapa se compararon los resultados obtenidos en las distintas configuraciones en términos de la remoción de DQO y de los compuestos nitrogenados, y de las condiciones de operación.

## **1. INTRODUCCIÓN**

El objetivo de este trabajo experimental fue analizar la depuración biológica de soluciones sintéticas de alcanolaminas, simulando un efluente proveniente de centros procesadores de gas y de refinería.

En las diferentes configuraciones planteadas fue conveniente dar seguimiento a distintas variables entre las que destacan el pH, potencial Redox (ORP) y el Oxígeno Disuelto (OD); ya que es inevitable el control de estos factores para favorecer los procesos de nitrificación, desnitrificación y nitrificación-desnitrificación. Para ello fue necesaria la adaptación de biomasa<sup>1</sup> para la degradación de alcanolaminas.

En este trabajo se aborda la problemática, y se buscan técnicas alternativas para el tratamiento de estos residuos, mediante la evaluación de tratamientos biológicos en la remoción de alcanolaminas; los cuales sin un tratamiento eficiente en la remoción de los compuestos nitrogenados, al ser descargados en los cuerpos naturales de agua contribuirían fuertemente a la eutrofización de los mismos.

### **1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

En México la purificación del gas natural y gases ácidos de refinería se realiza mediante procesos de endulzamiento por medio de absorción utilizando solventes químicos, se utilizan principalmente disoluciones de aminas al 20 o al 30 %. Las principales aminas utilizadas son monoetanolamina (MEA) y la dietanolamina (DEA); éstas tienen como función la absorción de gases ácidos.

Las aminas gastadas son desechos provenientes de procesos de endulzamiento de gas natural, mediante el proceso conocido como Girbotol; en este proceso se pone en contacto un absorbente líquido (alcanolaminas) en contracorriente con una corriente de gas amargo, rico en compuestos de azufre y dióxido de carbono; estos residuos son

---

<sup>1</sup> Se refiere a los lodos biológicos, y se constituye principalmente por materia orgánica, microorganismos y sustancias minerales.

generados después de varios ciclos de absorción-regeneración, donde pierde su poder absorbente; dichos efluentes nitrogenados son sustancias denominadas aminas gastadas, estas provocan eutrofización en los cuerpos naturales de agua; por ello es necesario buscar opciones de tratamiento para reducir los efectos de estos contaminantes al medio ambiente.

### **1.2. OBJETIVO GENERAL**

Realizar estudios para la evaluación de la factibilidad técnica para la depuración de soluciones sintéticas de alcanolaminas, las cuales representan un efluente proveniente de centros procesadores de gas y de refinерías

### **1.3. OBJETIVOS PARTICULARES**

- Diseñar, construir y evaluar cuatro sistemas de biomasa en suspensión para la remoción de compuestos nitrogenados (aminas).
- Promover procesos Nitrificación–Desnitrificación en las diferentes configuraciones mediante la utilización de reactores aerobios y anóxicos.
- Verificar el funcionamiento de cada una de las configuraciones de los sistemas de biomasa en suspensión mediante el seguimiento de las condiciones de operación como el pH, potencial Redox (ORP) y el Oxígeno disuelto (OD) con la finalidad de promover la remoción de nitrógeno tanto en los reactores aerobios y anóxicos.
- Comparar y evaluar la operación y la remoción del nitrógeno en cada una de las distintas configuraciones de los sistemas de biomasa en suspensión en términos de nitrógeno y demanda química de oxígeno (DQO).

### **1.4. HIPÓTESIS**

Si las alcanolaminas utilizadas en solución acuosa para el endulzamiento de gases ácidos se someten a procesos biológicos anóxicos y aerobios estos podrán degradarse a través de mecanismos de nitrificación y desnitrificación siempre y cuando se logren condiciones adecuadas en cuanto a concentración de las aminas, tiempo de reacción y niveles de oxigenación.

## 2. MARCO TEÓRICO

En el presente capítulo se presentan las características principales del gas natural, su importancia como combustible, los diversos procesos de endulzamiento del gas natural. Los criterios de selección para los solventes utilizados en los procesos químicos y físicos; donde destaca la absorción de gases ácidos mediante procesos químicos que utilizan como absorbentes a las alcanolaminas.

Es conveniente mencionar las principales características de las alcanolaminas para comprender el mecanismo de los procesos antes mencionados. Asimismo se esbozan los distintos tipos de procesos aplicados en el tratamiento de aguas residuales que contengan compuestos nitrogenados, como es el caso de las alcanolaminas.

Dichos procesos se basan en el aprovechamiento del ciclo del nitrógeno mediante el control de las condiciones de operación; en donde se promueve la nitrificación o desnitrificación del sistema por medio de la actividad metabólica de las bacterias.

### 2.1. GAS NATURAL

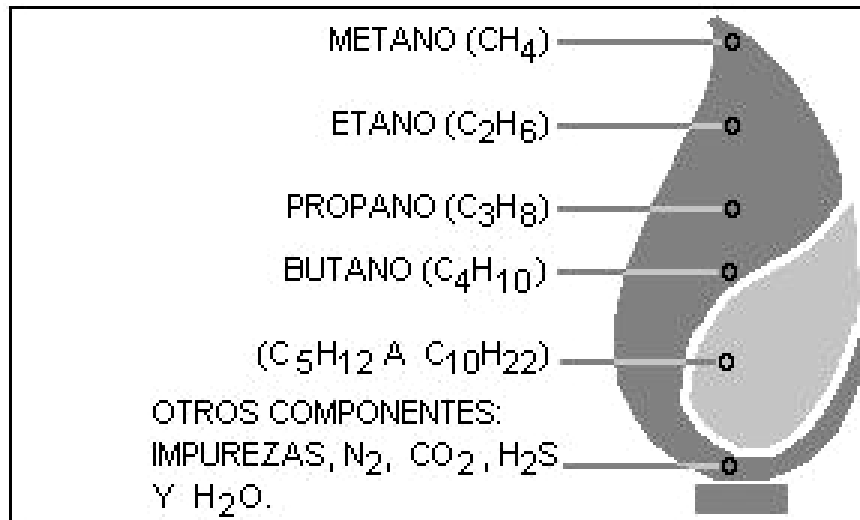
El gas natural es un combustible que se obtiene de rocas porosas del interior de la corteza terrestre, el cual se encuentra mezclado con el petróleo crudo en los yacimientos. Durante el proceso de extracción del petróleo se obtiene en conjunto hidrocarburos y gas natural, se encuentran principalmente en fase gaseosa o en solución con el hidrocarburo. Los compuestos gaseosos e impurezas presentes en la composición del gas natural se pueden clasificar de la siguiente manera (Serrano, *et al.*, 2004):

- *Gas húmedo:* Presenta hidrocarburos licuables a temperatura y presión ambiente como, propano, butano, pentano y agua.
- *Gas pobre o gas seco:* No presenta hidrocarburos condensables a presión y a temperatura ambiente, presenta un poder calorífico aproximadamente de 1, 000 BTU/ft<sup>3</sup>.
- *Gas amargo:* Contiene una importante cantidad de gases ácidos (H<sub>2</sub>S y CO<sub>2</sub>).o amargos.



- *Gas dulce*: El gas que resulta del proceso de endulzamiento es denominado de esta manera.

Este se define como una mezcla de hidrocarburos como metano, etano, propano, butano, pentano y de otros compuestos como dióxido de carbono, sulfuro de hidrógeno, nitrógeno, helio y contiene algunos compuestos indeseables como el ácido sulfhídrico, dióxido de carbono y agua en menor proporción, la composición aproximada de una mezcla de gas natural se muestra en la Figura 2.1 (Redlieds, 2003); estos se encuentran en fase gaseosa o en solución con el petróleo. Los cuales ocasionan contaminación, corrosión y restan poder calorífico al gas natural (Rojey, *et al.* 1997).



**Figura 2.1.** Composición del gas natural

La producción de gas natural en nuestro país alcanzó los 5,356 MMpcd, del cual 2,955 MMpcd corresponden a ventas domésticas, 33 MMpcd a comercio exterior (PEMEX, 2006); dicho gas se considera un recurso no renovable, que debido a sus características combustibles se le han dado una amplia gama de aplicaciones que van desde el uso doméstico hasta las diversas ramas industriales; sin embargo para que este pueda ser utilizado es conveniente realizarle un proceso de purificación denominado endulzamiento (Redlieds, 2003).

La forma en la que se comercializa es con base al poder calorífico, el cual esta en función de la composición y depende del origen, inclusive es posible que pozos de un mismo yacimiento tenga distinta composición conforme el yacimiento es explotado, debido a ello se deben realizar periódicamente análisis con el fin de adecuar los equipos de explotación para disminuir los problemas operacionales; la presencia significativa de impurezas durante la extracción del gas natural en los yacimientos puede provocar daños al medio ambiente, si éstos no son removidos eficientemente provocando corrosión en equipos o disminuir el valor comercial del mismo (Redlieds, 2003).

El gas natural que se obtiene constituye el 47 % de los combustibles utilizados en el país y el 72 % de la petroquímica como el metano y etano contenido, de ahí la importancia de este recurso (IMP, 2005); la Tabla 2.1 muestra la clasificación de los principales componentes del mismo (Redlieds, 2003).

**Tabla 2.1.** Principales componentes del Gas Natural

CLASE	COMPONENTE	FÓRMULA
Hidrocarburos	Metano	CH <sub>4</sub>
	Etano	C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>
	Propano	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub>
	i-Butano	i C <sub>4</sub> H <sub>10</sub>
	n-Butano	n C <sub>4</sub> H <sub>10</sub>
	i-Pentano	i C <sub>5</sub> H <sub>12</sub>
	n-Pentano	n C <sub>5</sub> H <sub>12</sub>
	Ciclopentano	C <sub>5</sub> H <sub>12</sub>
	Hexano	C <sub>6</sub> H <sub>14</sub>
Gases inertes	Nitrógeno	N <sub>2</sub>
	Helio	He
	Argón	Ar
	Hidrógeno	H <sub>2</sub>
	Oxígeno	O <sub>2</sub>
Gases ácidos	Ácido sulfhídrico	H <sub>2</sub> S
	Dióxido de carbono	CO <sub>2</sub>
Compuestos de azufre	Mercaptanos	R-SH
	Sulfuros	R-S-R
	Disulfuros	R-S-S-R
Otros	Vapor de agua.	
	Agua dulce o salada	

En la Tabla 2.2 se muestran los puntos de ebullición para los principales hidrocarburos que constituyen al gas natural (Redlieds, 2003).

**Tabla 2.2.** Punto de ebullición de hidrocarburos

COMPUESTO	PUNTO DE EBULLICIÓN (° C)
Metano	- 154
Etano	- 89
Propano	- 42

## 2.2. ENDULZAMIENTO DEL GAS NATURAL

La purificación del gas natural denominado “amargo” comienza con la eliminación de las partículas líquidas o sólidas arrastradas por la corriente de gas y posteriormente se extraen los contaminantes gaseosos ácidos ( $H_2S$  y  $CO_2$ ) mediante el proceso denominado como “endulzamiento” el cual se genera como producto el “gas dulce”; en este proceso se aplican tecnologías que se basan en sistemas de absorción-agotamiento utilizando un solvente selectivo (IMP, 2005). El Anexo A1 presenta las características principales de los gases ácidos.

Posteriormente, el gas húmedo pasa a las plantas fraccionadoras donde los hidrocarburos se separan mediante una destilación fraccionada a través de diferentes temperaturas, con objeto de obtener gas seco y líquidos del gas. Los volúmenes de gasolinas y gas licuado recuperados durante el proceso de gas natural se destinan a cubrir la demanda de estos productos en la República Mexicana, mientras que el etano es utilizado como materia prima petroquímica (PEMEX, 2005).

Los contaminantes ácidos gaseosos ácidos ( $H_2S$  y  $CO_2$ ) mejor conocidos como “gases ácidos”; por ejemplo los mercaptanos requieren remoción parcial o completa para ser aceptados por los compradores de gas (Redlieds, 2003). Durante este proceso se trata fundamentalmente de lograr la desulfuración y la estabilidad de los productos; promoviendo la oxidación con plumbito de sodio, cloruro de cobre o hipocloritos, donde los compuestos sulfurados corrosivos se convierten en compuestos neutros (Secretaría de Energía, Argentina. 2006).

### 2.2.1. PROCESO

Se han desarrollado diferentes metodologías para mejorar el proceso de endulzamiento de gas natural; estas metodologías se basan en una variedad de principios químicos y físicos (Redlids, 2003).

De acuerdo a los principios usados para separar los gases ácidos los gases naturales se pueden clasificar de la siguiente manera (Jaureguiberry, 2007):

**1. Absorción por Cama Sólida:** Es un proceso de absorción física; la capacidad del solvente cumple la Ley de Henry, ya que corresponde una dependencia prácticamente lineal con la presión del gas; el principal método de regeneración es la reducción de presión en el sistema.

- a. Esponja de acero
- b. Tamices moleculares
- c. Óxido de Zinc

**2. Solventes Químicos:** Es un proceso de absorción química en donde se utilizan solventes químicos orgánicos entre los que destacan las alcanolaminas, carbonato de potasio y catalizadores. Los cuales no corresponden a una dependencia lineal con la presión parcial del gas, puesto que se encuentra en función del equilibrio químico; el método de regeneración utilizado es la aplicación de procesos térmicos (calentamiento).

- a. MEA (monoetanolamina)
- b. DEA (dietanolamina)
- c. DGA (diglicolamina)
- d. DIPA (diisopropanolamina)
- e. Carbonato de potasio caliente
- f. Sistemas de carbonato propios

**3. Solventes Físicos:** Es un proceso de absorción química en donde se utilizan solventes para la absorción de los gases ácidos.

- a. Solvente Fluor®
- b. Sulfinol Shell®
- c. Selexol®
- d. Rectisol®

4. **Conversión directa de H<sub>2</sub>S a sulfuros:** Son procesos químicos de conversión de gases ácidos a sulfuros.
  - a. Claus
  - b. LOCAT
  - c. Stretford
  - d. Sulfa-Check
5. **Destilación:** Este procesos consiste en separar la corriente de gas a una temperatura tal que el componente presente una baja presión de vapor y colectar el condensado.
6. **Permeación de gas:** En este proceso se utilizan membranas de absorción de gases; los gases ácidos se difunden a través de la membrana en donde son absorbidos por un líquido, este último será seleccionado en función de los gases que se necesiten remover.
7. **Adsorción:** En este proceso depende de la temperatura, presiones parciales, fuerzas en la superficie y el tamaño del poro.

### 2.2.2. CRITERIOS DE SELECCIÓN

Durante el proceso de endulzamiento se emplean solventes físicos y químicos; para elegir el tipo de soluto a utilizar es necesario tomar algunas consideraciones, las cuales se enlistan a continuación (Serrano, *et al.* 2004):

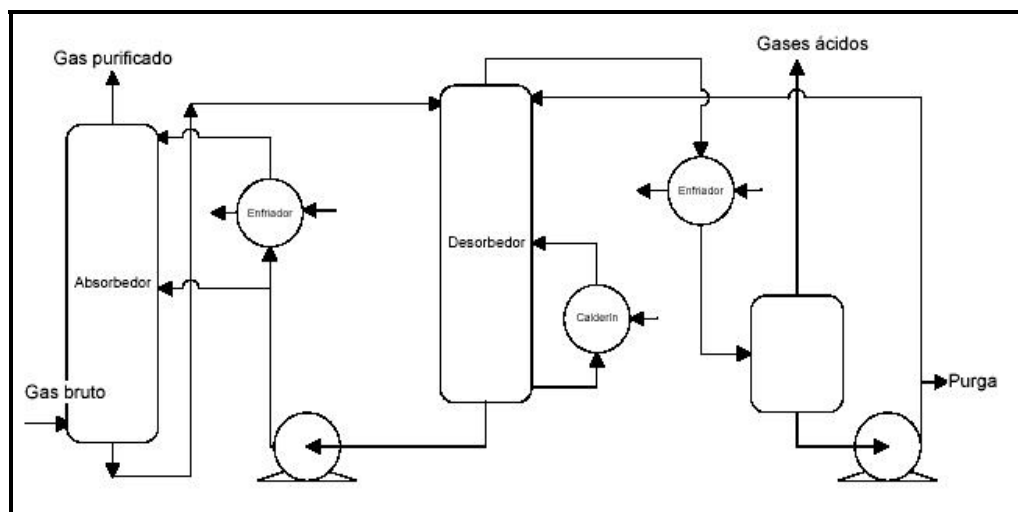
- a) La presión y la temperatura de operación.
- b) La cantidad de gases ácidos contenidos y los que se desean remover, la selectividad y las especificaciones del gas a tratar.
- c) Eliminación de los gases ácidos (recuperación de azufre, incineración).
- d) Contaminantes en el gas de entrada (oxígeno, compuestos de azufre).
- e) Preferencias del cliente (capital y costos de operación, eficiencia del combustible, costos de los solventes, etc.).

### 2.2.2.1. PROCESO DE ENDULZAMIENTO CON SOLVENTES QUÍMICOS

Los procesos de endulzamiento mediante absorbentes químicos, son los más utilizados en la remoción de  $H_2S$  y  $CO_2$ ; debido a que éstos ofrecen una buena reactividad a bajo costo y flexibilidad en diseño y operación; las alcanolaminas utilizadas para la desulfuración por absorción se enlistan a continuación (Kumar, 1987):

- Monoetanolamina (MEA).
- Dietanolamina (DEA).
- Trietanolamina (TEA)
- $\beta\beta'$  hidroxietanolamina, usualmente llamada Diglicolamina (DGA).
- di-isopropilamina (DIPA).
- Metildietanolamina (MDEA).

Los procesos con solventes químicos utilizan cualquier solución con amina o carbonato (Arnold y Stewart, 1989); empleando un reactivo alcalino el cual se reacciona con los gases ácidos. Este proceso se constituye de un absorbedor, un desorbedor, una bomba de recirculación, un rehervidor y un condensador. La Figura 2.2 muestra el proceso de adsorción química de gases ácidos (Perales, 2002).



**Figura 2.2.** Proceso típico de absorción química de gases ácidos.

Los procesos mediante solventes químicos utilizan soluciones acuosas de una base débil para reaccionar químicamente y absorber los gases ácidos de la corriente del gas natural.

La absorción ocurre como resultado del cambio en la presión parcial del gas hacia el líquido.

Las soluciones acuosas de alcanolaminas primarias, secundarias y terciarias se utilizan ampliamente en la separación de gases ácidos, aplicando procesos reversibles de absorción y regeneración para favorecer la recuperación de estas soluciones gaseosas; cabe destacar que las diferencias en el rendimiento de estas aminas dependen de sus reactividades, las aminas primarias son bases más fuertes que las aminas secundarias, y que éstas son más fuertes que las aminas terciarias (Perales, 2002).

Actualmente se emplean mezclas de alcanolaminas para maximizar la remoción de los gases ácidos; el objetivo principal es obtener mezclas de aminas terciarias-secundarias o terciarias-primarias, ello se debe a la reactividad de las aminas primarias y secundarias, las cuales requieren una menor energía en la regeneración, son menos corrosivas, y la velocidad de circulación es menor para alcanzar el grado de separación deseado (Perales, 2002).

Las aminas primarias y secundarias, como la MEA y la DEA, respectivamente, son muy reactivas y por lo tanto presentan altas velocidades de eliminación de CO<sub>2</sub>; mientras que las terciarias presentan una baja reactividad, por ejemplo la metildietanolamina (Perales, 2002).

En México los centros de refinación del petróleo utilizan principalmente procesos de absorción química utilizando DEA; el proceso de endulzamiento se lleva a cabo mediante dos etapas principalmente (Redlids, 2003):

- *Absorción de gases ácidos:* En esta parte del proceso se lleva a cabo la retención del ácido sulfhídrico y el dióxido de carbono de una corriente de gas natural amargo utilizando una solución acuosa de DEA a baja temperatura y alta presión.
- *Regeneración de la solución absorbente:* Durante esta etapa ocurre la desorción de los compuestos ácidos, diluidos en la solución mediante la adición de calor a baja presión, reutilizando la solución en el mismo proceso.

Las reacciones que se llevan a cabo durante el proceso son reversibles debido al cambio de la temperatura o presión en el sistema; por lo tanto, las soluciones en base acuosa pueden ser regeneradas continuamente (Serrano, 2004).

El gas amargo proveniente de la torre de destilación fraccionada es introducido a un depurador para remover cualquier líquido arrastrado por el agua o los hidrocarburos; posteriormente el gas pasa por el fondo del absorbedor de amina y fluye a contracorriente con la solución de amina. La torre absorbedora puede ser de platos o de empaque convencional, puede incluir un depurador de salida opcional para recuperar aminas arrastradas del gas dulce (Arnold y Stewart, 1989).

La solución de amina proveniente de la torre absorbedora contiene el  $\text{CO}_2$  y el  $\text{H}_2\text{S}$ , es denominado como amina rica, el cual pasa a un tanque de desorción (o de flasheo) para remover casi todos los gases hidrocarburos disueltos y los hidrocarburos condensados arrastrados, así como un pequeño porcentaje de los gases ácidos en la fase de vapor; posteriormente la amina rica ingresa al intercambiador amina/amina, para recuperar calor sensible de la corriente pobre de amina y disminuir el calor (Arnold y Stewart, 1989).

La amina rica entra a la torre desgasificadora donde el calor de la caldera rompe los enlaces entre la amina y los gases ácidos; los gases ácidos son removidos por la parte superior y la amina pobre es removida por el fondo del separador (Perales, 2002). A continuación la amina es conducida a diferentes equipos de separación en donde por diferencia de temperaturas y cambio de presiones los compuestos azufrados son separados de esta corriente para ser reutilizada; inmediatamente esta pasa por un sistema de filtración mecánica, para retirar partículas sólidas, y por un sistema de filtración a base de carbón activado para remover distintas moléculas (Rentería, *et al.* 2004).

Una vez enfriada la amina pobre, es bombeada a presión por la parte superior hasta el absorbedor con la finalidad de absorber los gases ácidos. La amina rica es entonces removida hacia el fondo de la torre para nuevamente repetir el ciclo (Arnold y Stewart, 1989).



Las alcanolaminas una vez regeneradas térmicamente pueden ser utilizadas para estos procesos, el calor como las sustancias que intervienen en la reacción, constituyen un elemento importante en el costo; determinando la conveniencia de recuperarlos. (Secretaría de energía, Argentina. 2006).

Las aminas con propiedades básicas más fuertes serán más reactivas hacia los gases  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{S}$ ; formando enlaces químicos más fuertes y estables al calor (Arnold y Stewart, 1989).

Algunos procesos industriales se citan en la Tabla 2.3; los cuales son álcalis más fuertes que el carbonato de potasio; por lo que reducen en mayor grado el contenido de los gases ácidos por su propiedades absorción; se utilizan aditivos como disoluciones de  $\text{K}_2\text{CO}_3$  para incrementar la capacidad de absorción (Perales, 2002).

**Tabla 2.3.** Capacidad de absorción

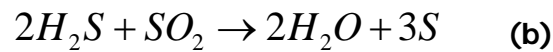
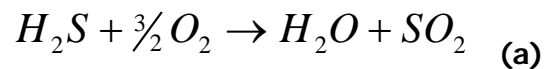
PROCESO	ABSORBENTE (en solución acuosa)
<i>CON AMINAS</i>	
Adip (Shell Dev. Co.)	Di-isopropanolamida
Amine Guard (Unión Carbide)	MEA + inhibidores de corrosión
DEA	Dietanolamida
Econamide (Fluor Corp.)	Diglicolamina
<i>CON CARBONATOS</i>	
Benfield (Union Carbide)	$\text{K}_2\text{CO}_3$ + aditivos.
Catacarb (Eickmeyer & Ass.)	$\text{K}_2\text{CO}_3$ + aditivos.
Gianmarco-Vetrocoke (Gianmarco.)	$\text{K}_2\text{CO}_3$ + aditivos.

Uno de los aspectos más importantes es que se requiere una mayor cantidad de energía para regenerar las alcanolaminas; debida a su afinidad a los ácidos, promoviendo reacciones químicas no deseadas, en donde los productos degradan e incrementan la corrosión, lo anterior sucede principalmente con la MEA (Perales, 2002).

El proceso Girbotol utiliza disoluciones de aminas para el lavado de los gases ácidos; donde son empleadas disoluciones acuosas de dietanolamina al 20 – 30 % y algunos catalizadores se utilizan fosfatos, fenolatos, carbonatos y óxido de hierro para la extracción de  $\text{H}_2\text{S}$  y los mercaptanos ligeros, dicha disolución es susceptible de ser regenerada por simple calentamiento (Secretaría de energía, Argentina. 2006).

Mientras el proceso Solutizer y sus variantes emplean una disolución básica con adición de agentes solubilizantes como alcoholes, aminas, ácidos nafténicos, que incrementan la solubilidad de los gases ácidos y mercaptanos pesados en la fase acuosa y en consecuencia, su extracción. (Secretaría de energía, Argentina. 2006).

Los gases ácidos desorbidos son tratados en un proceso Claus, dando lugar a azufre sólido elemental; la reacción del proceso es  $H_2S + \frac{1}{2}O_2 \rightarrow H_2O + S$ , el cual se realiza en dos etapas descritas a continuación en las reacciones **(a)** y **(b)** (Perales, 2002):



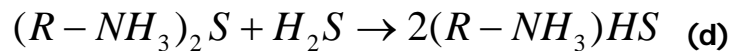
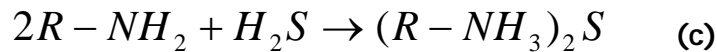
El proceso de limpieza se complica por la presencia de las impurezas en el gas como  $NH_3$ , COS,  $CS_2$ , mercaptanos, etc. Las soluciones alcalinas tienen una mayor afinidad por  $H_2S$  que por  $CO_2$ , sin embargo no es significativa; excepto en las aminas terciarias donde se aprecia una mayor selectividad por  $H_2S$ .

Uno de los procesos importantes en el endulzamiento de gas natural es la eliminación de gases ácidos por absorción química con soluciones acuosas con alcanolaminas (Perales, 2002); de los solventes disponibles para remover  $H_2S$  y  $CO_2$  de una corriente de gas natural, las alcanolaminas son generalmente las más aceptadas que los otros solventes existentes en el mercado ya que son considerados catalizadores eficientes ya sea individualmente o combinados con otros en la producción de espumas de poliuretano, el cual es empleado como aislante de refrigeradores (Domenech, *et al.* 2001).

La Trietanolamina no es utilizada para los fines antes mencionados debido a su baja reactividad y baja capacidad de absorción, los cuales se encuentran asociados a su alto peso equivalente (Kohl, *et al.* 1985).

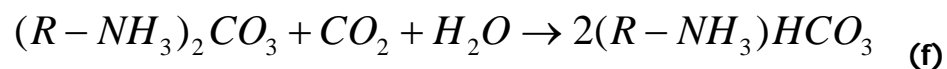
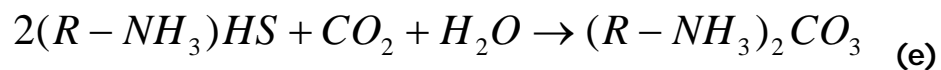
### 2.3. QUÍMICA BÁSICA DEL PROCESO

Las principales reacciones que ocurren cuando las soluciones de una amina primaria, como la monoetanolamina, son usadas para absorber  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{S}$  pueden ser representadas como se muestra en seguida; la reacción **(c)** representa la interacción directa y rápida entre el  $\text{H}_2\text{S}$  y la MEA (y otras aminas primarias) formando el sulfuro de amina y el hidrosulfuro, mientras en la **(d)** simboliza la reacción entre el  $\text{H}_2\text{S}$  y las aminas secundarias o terciarias como son: DEA, DIPA, MDEA, entre otras (Redlids, 2003).



Aunque esos productos son definidos como componentes, los cuales tienen presiones de vapor apreciables por debajo de las condiciones normales, de modo que la composición de la solución en equilibrio varía con la presión parcial de los gases ácidos; la presión de vapor de esos componentes incrementa rápidamente con la temperatura es posible retirar los gases absorbidos de la solución por la aplicación de calor (Redlids, 2003).

El  $\text{CO}_2$  experimenta las reacciones mostradas en las reacciones **(e)**, **(f)** y **(g)**; esta última representa la formación de la sal de amina de un ácido carbámico sustituido, esta es una reacción directa y relativamente rápida pero solo puede tomar lugar entre el  $\text{CO}_2$  y una amina primaria o secundaria.



Las reacciones **(e)** y **(f)** representan una baja selectividad porque antes de reaccionar con la amina, el  $\text{CO}_2$  debe primero reaccionar con el agua para formar ácido carbónico que subsecuentemente reaccionará con la amina. Si la reacción predominante es **(c)**, cuando está con aminas primarias, la capacidad de la solución para el  $\text{CO}_2$  es limitada, aproximadamente de 0.5 moles de  $\text{CO}_2$  por mol de amina, aún a presiones de vapor

relativamente altas de CO<sub>2</sub> en el gas para ser tratado. La razón para esta limitación es la alta estabilidad del carbamato y su baja tasa de hidrólisis a bicarbonato (Redlids, 2003).

La efectividad de cualquier amina para la absorción de ambos gases ácidos está relacionada a su alcalinidad. (Kohl, *et al.* 1985). La química de las reacciones de gases ácidos con aminas obstaculizadas estéricamente son discutidas a detalle por Sartori y Savage (1983) y por Weinber, *et al.*, (1983), en donde presentan lo siguiente; el grupo amino de las aminas primarias son atacado por un átomo de carbón terciario o una amina secundaria donde el grupo amino es atacada por un átomo de carbón secundario o terciario (Redlids, 2003).

### **2.3.1. SELECCIÓN DE LOS PROCESOS ALCANOLAMINAS**

La selección de los procesos de soluciones alcanolaminas está determinado por las condiciones de presión y temperatura a los que el gas será tratado su composición con respecto a una mayoría o minoría de constituyentes, y los requerimientos de pureza del gas tratado. Aunque la solución no ideal está disponible para conseguir condiciones de operación óptimas para cada caso, los datos suficientes y las experiencias con varias alcanolaminas están al alcance para permitir una selección juiciosa de la solución de tratamiento para un intervalo de condiciones lejanas (Redlids, 2003).

### **2.3.2. LAS ALCANOLAMINAS**

Las alcanolaminas se constituyen de un grupo hidroxilo y un amino. El grupo hidroxilo tiene como función reducir la presión de vapor e incrementar la solubilidad del agua, mientras el amino proporciona la alcalinidad a las disoluciones. Las aminas se pueden clasificar como primarias, secundarias o terciarias, de acuerdo al número de grupos orgánicos enlazados al átomo central de nitrógeno (Jaureguiberry, 2007).

Las alcanolaminas son denominadas de esta manera por ser compuestos altamente alcalinos; éstas son utilizadas (metanolamina, dietanolamina y metildietanolamina) como agentes absorbentes de compuestos ácidos (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, COS) presentes en el gas natural; después de repetidos ciclos de absorción y regeneración pierden gradualmente su

capacidad de absorción debida a la obstrucción de sales e hidrocarburos ligeros; éste tipo de sustancias son denominadas como "aminas gastadas" (Jaureguiberry, 2007).

Las alcanolaminas tienen efectos altamente tóxicos sobre los organismos, (Marín, 2003) ya representan una fuente importante de contaminación cuando son expuestas al medio ambiente en efluentes líquidos.

De las fórmulas estructurales de las alcanolaminas cada una tiene al menos un grupo hidroxilo y un grupo amino; el primer grupo funciona para reducir la presión de vapor y el incremento de la solubilidad en agua, mientras que el segundo provee la alcalinidad necesaria en soluciones acuosas que causan la absorción de gases ácidos (Kohl y Riesenfeld, 1985).

En la Tabla 2.4 (Kumar, 1987) y 2.5 (Kohl y Riesenfeld, 1985) se presentan las principales propiedades de las alcanolaminas utilizadas en los procesos de endulzamiento del gas natural.

**Tabla 2.4.** Propiedades de las alcanolaminas

TIPO DE AMINA	NOMBRE	FÓRMULA QUÍMICA	PESO MOLECULAR	PRESIÓN DE VAPOR 37.7 ° C mm DE Hg	CAPACIDAD RELATIVA %
MEA	monoetanolamina	$\text{HOC}_2\text{H}_4\text{NH}_2$	61.08	1.05	100
DEA	dietanolamina	$(\text{HOC}_2\text{H}_4)_2\text{NH}$	105.14	0.058	58
TEA	trietanolamina	$(\text{HOC}_2\text{H}_4)_3\text{N}$	148.19	0.0063	41
DGA	diglicolamina	$\text{H}(\text{OC}_2\text{H}_4)_2\text{NH}_2$	105.14	0.160	58
DIPA	di isopropanolamina	$(\text{HOC}_3\text{H}_6)_2\text{NH}$	133.19	0.010	46
MDEA	metildietanolamina	$(\text{HOC}_2\text{H}_4)_2\text{NCH}_3$	119.17	0.0061	51

**Tabla 2.5.** Características de las alcanolaminas

PROPIEDAD	UNIDADES	MEA <sup>i</sup>	DEA <sup>i</sup>	TEA <sup>i</sup>	MDEA <sup>i</sup>	DIPA <sup>i</sup>	DGA <sup>ii</sup>
Peso	mol	61.09	105.14	149.19	119.17	133.19	105.14
Gravedad Específica, 20/20	° C	1.0179	1.0919 30/20 ° C	1.1258	1.0418	0.9890 45/20 ° C	1.0550
Punto de ebullición 760 mm Hg	° C	171	Descomp.	360	247.2	248.7	221
50 mm Hg	° C	100	187	244	164	167	-
10 mm Hg	° C	69	150	208	128	133	-
Presión de Vapor	mm Hg a 20 ° C	0.36	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Punto de congelación	° C	10.5	28.0	21.2	-21.0	42	-9.5
Solubilidad en agua en peso	% a 20 ° C	100	96.4	100	100	87	100
Viscosidad Absoluta	Cp a 20 ° C	24.1	380 (30 ° C)	1.013	101	198 (45 ° C)	26 (24 ° C)
Calor de Vaporización	Btu/lb a 1 atm	355	288 (mm) (168.5° C)	230	223	184.5	219.1
Costo Aproximado	\$ / lb	0.47	0.48	0.49	0.97	0.44	0.68

[i] Datos de la UCCC (Union Carbide Chemicals Company por sus siglas en Inglés)

[ii] Datos de Texaco Chemical Company, Inc.

### 2.3.2.1. DIETANOLAMINA

La DEA ( $HO - CH_2 - CH_2 - NH - CH_2 - CH_2 - OH$ ), es un líquido incoloro de olor acre, su vapor es más denso que el aire; reacciona con oxidantes fuertes y muchas otras sustancias, originando riesgo de incendio y explosión.

La Tabla 2.6 resume los datos con mayor relevancia presentados en el Certificado de análisis y hoja de seguridad (Grupo IDESA 2006); es una sustancia altamente corrosiva este es, éste es uno de los problemas más serios en la operación en una planta de endulzamiento de gas natural, sobre todo para los equipos relacionados con altas temperaturas, desorción de gas ácido; sobre todo cuando se elimina únicamente CO<sub>2</sub>; es decir que las mezclas de CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>S o sólo H<sub>2</sub>S, se pueden manejar progresivamente de manera sencilla con materiales comunes.

**Tabla 2.6.** Dietanolamina

<i>DATOS DE LA SUSTANCIA</i>			
Fórmula	C <sub>4</sub> H <sub>11</sub> NO <sub>2</sub>	Nombre químico	Di (2-hidroxietil) amina
Pureza	99.49 % <sub>w</sub>	Apariencia	Líquido claro viscoso
Color	10 U Pt-Co	Olor	Ligero amoniacal
<i>PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS</i>			
PM	105.14 g/mol	pH	10 – 12
P Ebullición	268°C	P Fusión	29°C
T Ignición	151°C	Densidad	1.097 g/cm <sup>3</sup> a 20° C
Presión de Vapor	0.01 mm Hg a 20 °C	Solubilidad en agua	Completa, es giroscópico.
<i>RIESGOS</i>			
Inhalación	Son mínimos, debidos a la baja presión de vapor de la DEA a temperatura ambiente. A altas temperaturas los vapores pueden causar irritación en las vías respiratorias, dificultad para respirar, mareo, dolor de cabeza, náusea y vómito. En altas concentraciones puede causar daño a los pulmones.		
Piel	Causa irritación severa, dolor, enrojecimiento, inflamación, ampollas y quemaduras.		
Ojos	El contacto con los vapores y líquido puede causar irritación, enrojecimiento, inflamación, quemaduras, vista nublada pudiendo provocar ceguera.		
Ingestión	Causa irritación severa en las mucosas, NO SE DEBE PROVOCAR EL VÓMITO y requiere atención médica inmediata.		

El Anexo A.2 presenta la Hoja de Seguridad para la DEA y el Anexo A.3 el certificado de análisis de la DEA utilizada durante el desarrollo experimental de la presente tesis.

### 2.3.2.2. AMINA GASTADA

Las aminas gastadas son residuos generados después de varios ciclos de absorción-regeneración durante el proceso de endulzamiento del gas natural. Sin embargo las aminas reaccionan con los aniones como los formatos, oxalatos, tiosulfatos y cloruros; ello provoca que dichas disoluciones no se regeneren mediante el tratamiento térmico, pues se transforman en sales térmicamente estables. La presencia de estas sales puede aumentar la corrosividad, disminuyendo la capacidad de absorción; por lo que se recomienda que la concentración de estas sales debe ser mínima en el proceso (Marín, 2003).

Es importante destacar que la DEA reacciona con CO<sub>2</sub> para formar la N, N'-di(2-hidroxietil) piperazina, este compuesto no es corrosivo y posee propiedades para la remoción de

---

gases ácidos similares a la DEA, por lo que se considera que este compuesto no degrada las propiedades absorbentes de la DEA (Marín, 2003).

### 2.3.3. SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

Son los procesos de tratamiento mediante los cuales se remueven o estabilizan los contaminantes básicos presentes en las aguas residuales; están formados por una serie de procesos y operaciones unitarias, y se basan en diferentes tipos de principios como físicos, químicos o biológicos.

Un agua residual contiene distintas proporciones de compuestos nitrogenados, en el caso del agua residual doméstica se constituye principalmente del 39.5 % orgánica, 39.5 % amoniacal y 1.0 % de nitratos y nitritos; mientras el agua residual municipal se conforma de un 35.7 % orgánica, 64.2 % amoniacal y 0.1 % de nitratos y nitritos (Segura, 2007).

En el Anexo A.4 se presenta la composición típica de agua residual municipal. Los procesos se clasifican en:

- **TRATAMIENTO PRIMARIO:**

Constituye la base del proceso de depuración o pretratamiento; y consiste principalmente en utilizar operaciones físicas para disminuir sólidos sedimentables y flotantes en el agua residual (Metcalf & Eddy, 2003); ya que por sus características podrían dañar los equipos. Durante este proceso se reduce entre un 20 y un 40 % de DQO presente (Ruiz, *et al.*, 2005). Los procesos físicos utilizados son el cribado, desarenado, flotación, sedimentación y filtración.

- **TRATAMIENTO SECUNDARIO:**

Durante esta etapa se utilizan procesos fisicoquímicos y/o biológicos; los procesos fisicoquímicos se realizan mediante la adición de aditivos que mediante las reacciones químicas promueve la remoción de los contaminantes; mientras que los procesos biológicos consiste en la coagulación, es decir la eliminación de los sólidos sedimentables y la estabilización de la MO (Metcalf & Eddy, 2003); también dependen de la clasificación de las bacterias responsables de la degradación, de la configuración del sistema y de las condiciones del sistema.



- **TRATAMIENTO TERCIARIO:**

Es considerado como el tratamiento avanzado adicional, éste tiene como finalidad el incrementar el grado de tratamiento y favorecer la eliminación de sólidos en suspensión y sales disueltas.

Es conveniente tratar las aguas residuales con la finalidad de disminuir los efectos al ser descargados en los cuerpos naturales de agua (Segura, 2007). El presente trabajo se enfocó a sistemas de tratamiento biológico; debido a que la oxidación de la materia contaminante se realiza por acción de microorganismos a través de mecanismos de asimilación, síntesis, respiración endógena y oxidación.

#### **2.3.4. LODOS ACTIVADOS**

El proceso se desarrolló a principios del siglo XX en Inglaterra, por Andern y Lockett; en donde una masa de microorganismos fue capaz de estabilizar un residuo. El sistema convencional, es un tratamiento primario que elimina las partículas sólidas mayores y las grasas, el efluente se estabiliza con presencia de oxígeno en un reactor.

Este ambiente se logra mediante diferentes sistemas mecánicos de aireación, que aumentan el contacto del licor mezclado con el aire; donde se promueve la degradación de la MO, posteriormente se procede a la separación de los flóculos en un sedimentador secundario; los cuales se constituyen principalmente por los microorganismos.

En los diferentes procesos de lodos activados que se conocen se emplea principalmente el sistema convencional; en el cual parte de esta biomasa se recicla a modo de siembra en el reactor con el fin de mantener una concentración de microorganismos y en consecuencia de eficiencia en el tratamiento; para ello es conveniente purgar una parte proporcional de los lodos; la Figura 2.3 muestra una sistema convencional de lodos activados (Miranda, 2006).

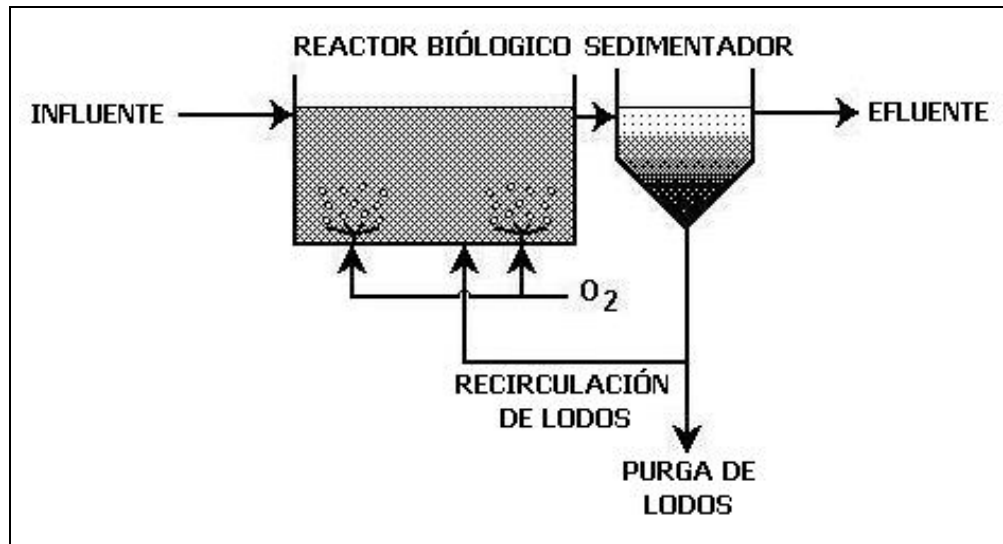


Figura 2.3. Sistema convencional de lodos Activados.

### 2.3.5. SISTEMA DE BIOMASA EN SUSPENSIÓN PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO

Este tipo de sistema fue desarrollado por Ludzack y Ettinger, en la Figura 2.4 se muestra un esquema; con el cual se introdujo el concepto anóxico en un sistema BRN (Biological Removal Nitrogen); en este sistema el influente se introduce directamente a la zona anóxica, y posteriormente es alimentado a la zona aerobia; en la zona aerobia se promueve la formación de nitrato ( $NO_3^-$ ) por lo que una parte proporcional del efluente es recirculado a la zona anóxica; para promover la desnitrificación en el sistema (Metcalf & Eddy, 2003).

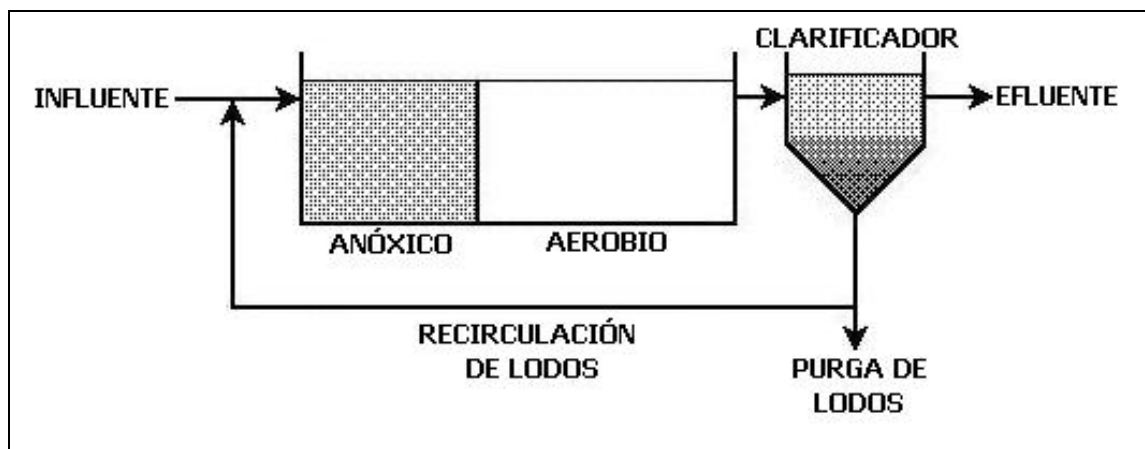
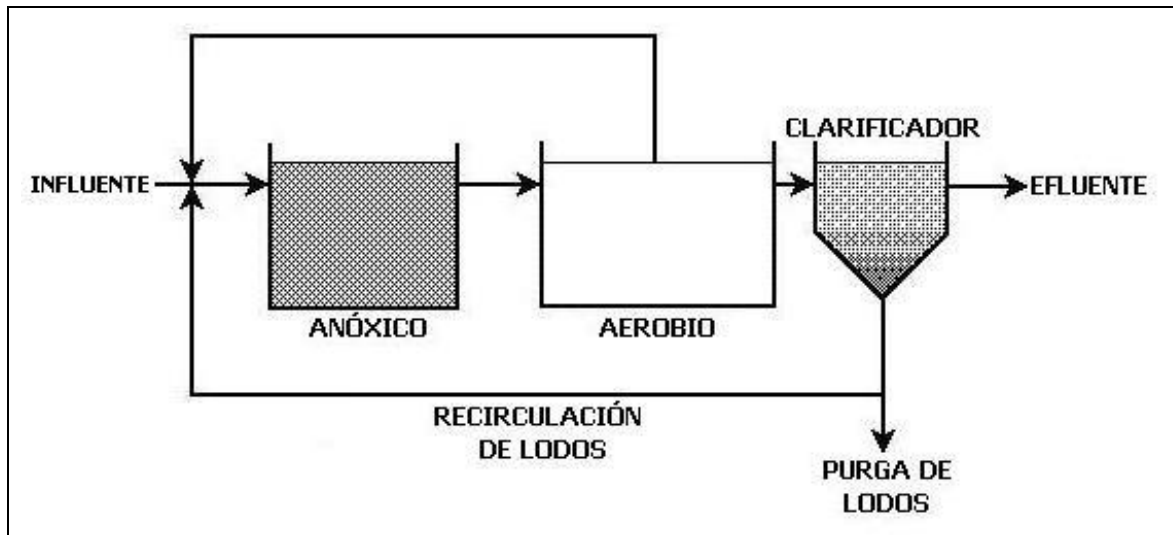


Figura 2.4. Sistema "Ludzack-Ettinger"

Posteriormente al sistema de biomasa en suspensión BRN fue modificado por Bernard en 1973, este el sistema es representado en la Figura 2.5. Consiste en la implementación de una recirculación interna para favorecer la recirculación de los  $NO_3^-$  de la zona aerobia a la zona anóxica, promoviendo un incremento en la velocidad de desnitrificación y la remoción eficiente del nitrógeno (Metcalf & Eddy, 2003).



**Figura 2.5.** Sistema "Ludzack-Ettinger" modificado

Otro proceso es el tratamiento "Single-Sludge", desarrollado por Wuhrmann; éste sistema se muestra en la Figura 2.6; y se fundamenta en la aplicación de una etapa anóxica posterior, cabe destacar que la remoción del nitrógeno es muy complicada en un sistema de lodos activados debida a la instalación de un reactor anóxico posterior a la etapa aerobia; para lograr una alta eficiencia en la remoción del nitrógeno se necesita un tiempo de residencia mayor en la etapa anóxica puesto que la desnitrificación es proporcional a la respiración endógena del licor mezclado (Metcalf & Eddy, 2003).

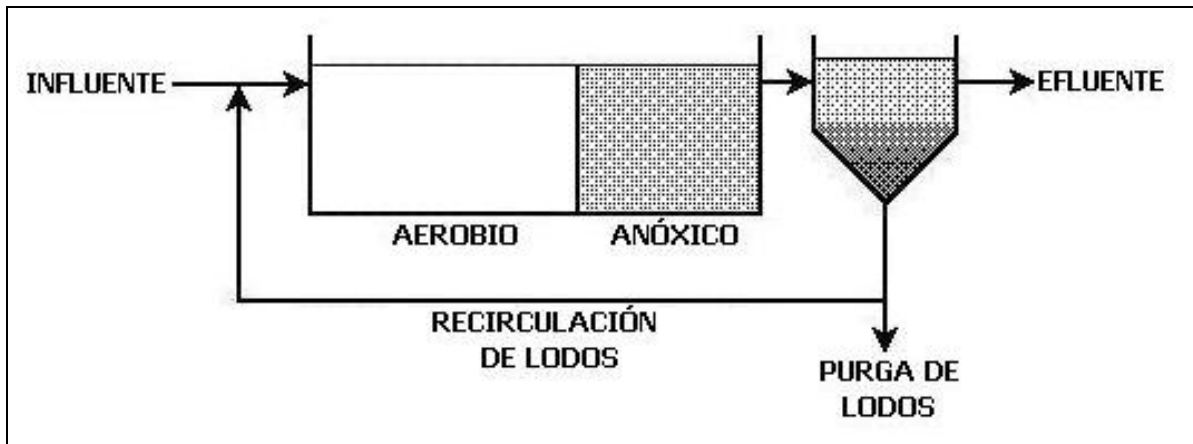


Figura 2.6. Sistema "Single-Sludge"

#### 2.4. CICLO DEL NITRÓGENO

El ciclo del nitrógeno es producido mediante dos etapas, la etapa óxica y anóxica. Las reacciones clave de oxido-reducción del nitrógeno que tienen lugar en la naturaleza y exclusivamente por microorganismos, este ciclo se representa en la Figura 2.7 (Madigan, *et al.* 2004).

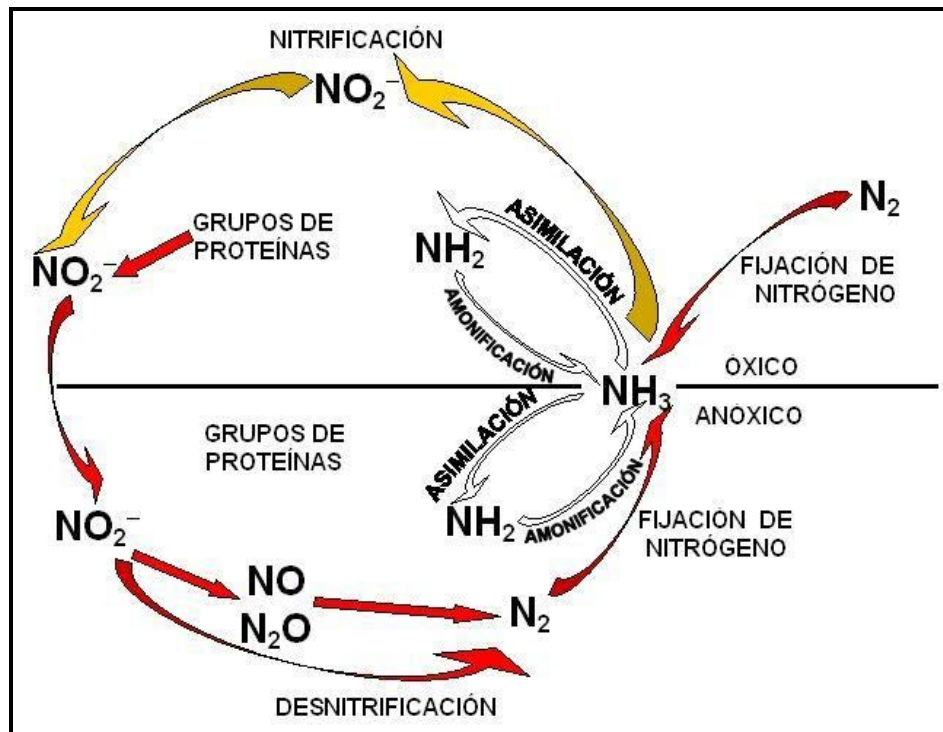
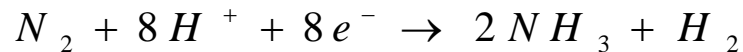


Figura 2.7. Ciclo de óxido – reducción del nitrógeno.

El nitrógeno gaseoso ( $N_2$ ), es la forma más estable del nitrógeno desde el punto de vista termodinámico, lo cual explica porque el reservorio más importante de este compuesto se encuentra en la atmósfera. Ya que se requiere mucha energía para romper el enlace entre  $N \equiv N$ , solo un pequeño grupo de microorganismos son capaces de utilizar el  $N_{2(g)}$  en el proceso de *Fijación del nitrógeno*. La siguiente reacción representa la capacidad que tienen estos microorganismos de utilizar el  $N_2$  atmosférico y fijarlo en forma de amonio ( $NH_3$ ) en el suelo, este es de gran importancia a nivel ecológico (Madigan, *et al.* 2004).



El nitrógeno es el nutriente vegetal requerido en mayor cantidad, cabe destacar en la biomasa se encuentra en el estado más reducido, cuando dichos compuestos nitrogenados orgánicos son catabolizados por las nitrobacterias y son liberados en forma gaseosa. A este proceso se le considera el centro de mineralización, y representa el proceso más importante dentro del ciclo del nitrógeno.

El nitrógeno inmovilizado en los tejidos de las bacterias son transformados en sustancias orgánicas móviles, las cuales cubren las necesidades de los seres vivos (Grant, *et al.* 1989); es un elemento esencial para la vida biológica, pero un exceso de los compuestos nitrogenados tiene grandes efectos en el medio ambiente (Rozano, 1995).

La *Desnitrificación* es un proceso donde es consumido el nitrógeno del medio el cual se encuentra principalmente en la forma de nitratos ( $NO_3^-$ ) y  $NH_3$ , en las condiciones ambientales el producto final de este proceso es la reducción a  $N_2$  o dióxido de nitrógeno ( $NO_2$ ), lo cual representa una pérdida significativa de nitrógeno en el medio. Este proceso resulta benéfico en el tratamiento de aguas residuales, debido a que por medio de la aplicación de sistemas fisicoquímicos y biológicos se promueve la desnitrificación del medio; donde se minimiza la eutrofización del medio cuando se descargan los efluentes en los cuerpos de agua (Madigan, *et al.* 2004).

Durante el *Proceso de amonificación* se produce  $NH_3$  y la descomposición de los compuestos orgánicos nitrogenados como aminoácidos y nucleótidos. El  $NH_3$  a un pH neutro es ionizado a un radical amonio o bien amoniaco ( $NH_4^+$ ), y en condiciones anóxicas es relativamente estable, en lo que permite que sea asimilado fácilmente por los microorganismos. A diferencia de lo antes descrito, por medio de la descomposición aerobia en el suelo, es liberada una gran parte del  $NH_4^+$  (Madigan, *et al.* 2004).

El proceso de nitrificación es la oxidación de  $NH_3 \rightarrow NO_3^-$ , el cual ocurre generalmente a pH neutro; donde las bacterias nitrificantes quimiolitótróficas obtienen energía; además se considera un proceso de producción de  $NO_3^-$  y un detrimento para el proceso de amonificación. El  $NO_3^-$  es asimilable por plantas debido a su solubilidad en agua (Madigan, *et al.* 2004); este proceso es denominado *Reducción asimilativa de nitratos* y es importante señalar que no se requieren altos niveles de  $NO_3^-$  pues favorece la eutrofización del medio (Grant, *et al.* 1989).

El proceso de desnitrificación se realiza en condiciones anóxicas en una etapa posterior a la nitrificación; el  $NO_3^-$  puede actuar sustituyendo al oxígeno ( $O_2$ ) en donde son producidas las formas más reducidas del nitrógeno como  $N_2$  generando una pérdida de nitrógeno del medio; éste es llamado *Reducción disimilativa de nitratos* (Grant, *et al.* 1989).

#### 2.4.1. EFECTOS DE LA PRESENCIA DEL NITRÓGENO EN CUERPOS NATURALES DE AGUA

Los efectos generales provocados por los compuestos nitrogenados son los que a continuación se presentan (Grant, *et al.* 1989):

- Eutrofización de los sistemas acuáticos,
- Floración algal masiva provoca "zonas muertas",
- Provoca lluvia ácida,
- Favorece el efecto invernadero.

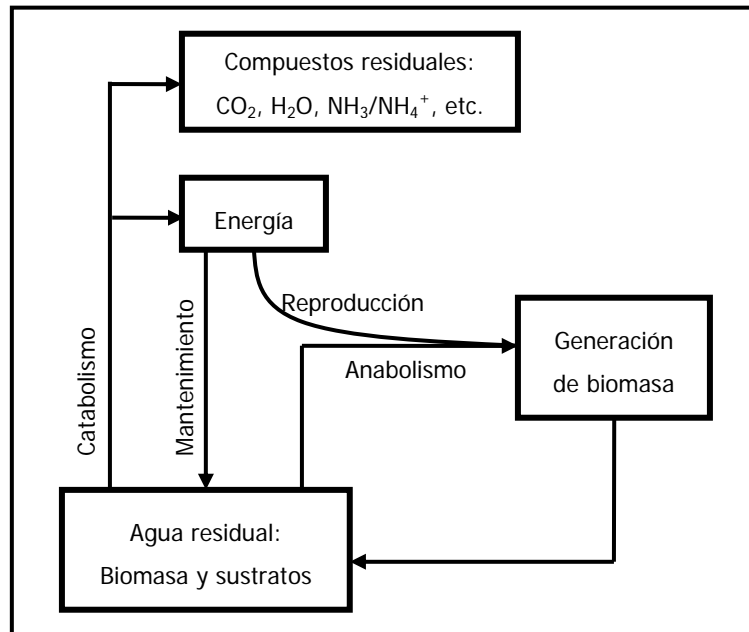
Es importante destacar que sus efectos en los sistemas acuáticos dependerán de la forma en la que se encuentre ya sea  $NH_4^+$  o como  $NO_3^-$ . La oxidación de  $NH_4^+$  a  $NO_2^-$  requiere de 4.6 g de  $O_2$  por cada gramo de  $NH_4^+$  (Rozano, 1995), lo cual equivale a 3 o 4 veces la cantidad de oxígeno necesario para estabilizar 1 g de MO; es decir que se requiere 1.67 mg/L de  $O_2$  para estabilizar 1 mol de  $NO_3^-$ , ello que equivale a 2 veces la cantidad necesaria para completar la nitrificación (Ruiz, *et al.* 2005).

Es importante señalar que son indeseables altos niveles de  $NO_3^-$  pues favorece la eutrofización del medio y su potencial toxicidad de manera directa para los seres humanos y los seres vivos (Grant, *et al.* 1989).

#### 2.5. PROCESO AEROBIO Y ANÓXICO

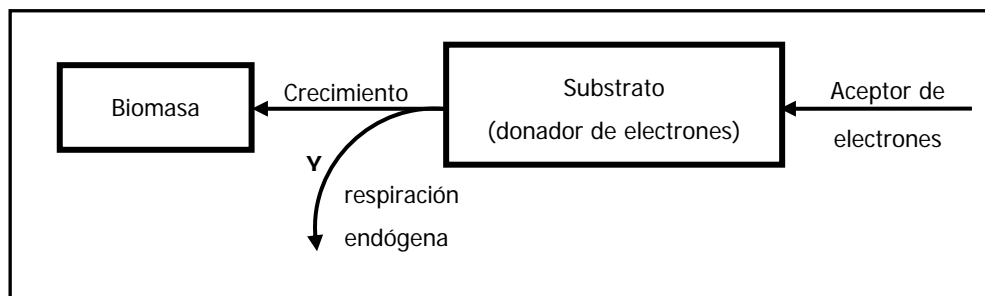
Estos procesos son empleados para la remoción de diversos contaminantes presentes en aguas residuales.

La Figura 2.8 representa la forma en que la energía acumulada en la MO, la cual es aprovechada por los microorganismos a través de la degradación catabólica para la generación de nueva biomasa (Thorkild, 2002).



**Figura 2.8.** Rutas metabólicas que sufre la materia orgánica durante un proceso de remoción

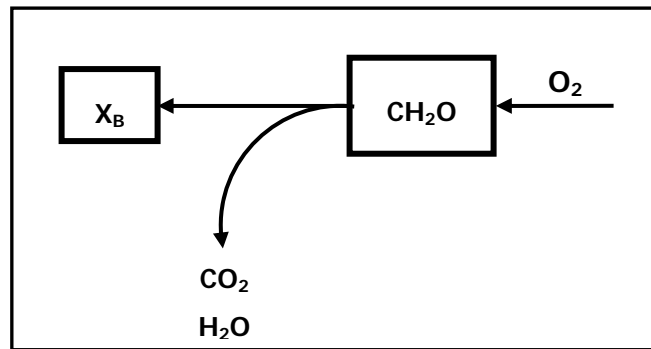
En la Figura 2.9 se muestra un esquema general de un proceso que tiene la capacidad de oxidar la MO o sustrato, ya que este último actúa como donador de electrones favoreciendo la transferencia, sin embargo depende de factores externos como el OD (Thorkild, 2002).



**Figura 2.9.** Relaciones generales de la biomasa y el sustrato

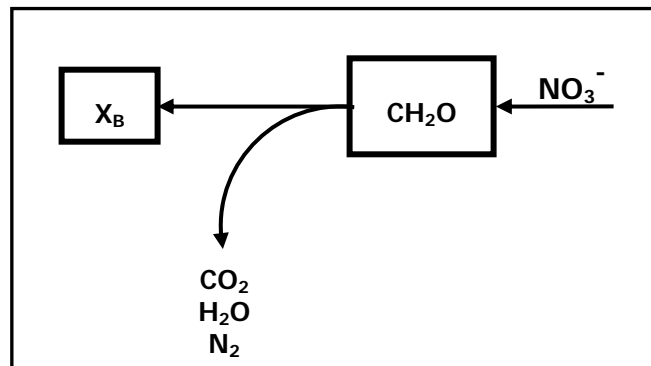
Un proceso aerobio está en función de OD presente, la Figura 2.10 muestra el esquema para este proceso, es importante señalar que requiere la adición de compuestos orgánicos para favorecer la remoción de los contaminantes por acción de la biomasa heterótrofa (Thorkild, 2002); en la descomposición de la MO nitrogenada los principales productos son  $NO_3^-$ ,  $CO_2$ ,  $H_2O$  y  $SO_4^-$  (Ramalho, 1996).





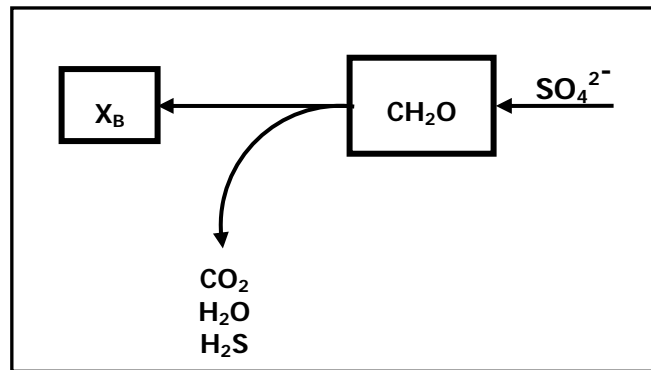
**Figura 2.10.** Relaciones generales de la biomasa y el sustrato durante un proceso aerobio

La Figura 2.11 muestra el esquema de un proceso anóxico, el cual se encuentra en función del  $NO_3^-$  presente en el sistema requiriendo que el OD sea extremadamente bajo (Thorkild, 2002); en la descomposición de la MO nitrogenada los principales productos son principalmente alcoholes,  $CO_2$ ,  $H_2$  y  $CH_4$  (Ramalho, 1996).



**Figura 2.11.** Relaciones generales de la biomasa y el sustrato durante un proceso anóxico

La Figura 2.12 muestra las relaciones de la biomasa y el sustrato en un proceso anaerobio, el cual se encuentra en función de sulfato ( $SO_4^{2-}$ ) presente en el sistema; en algunos casos se recomienda adicionar  $NO_3^-$  para mayor control de estas condiciones (Thorkild, 2002). La oxidación anaerobia es la descomposición de contaminantes por la acción de bacterias facultativas en ausencia de OD, es decir, aprovechan el  $O_2$  presente en compuestos orgánicos,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ , sulfatos y  $CO_2$  (Romero, 1999).



**Figura 2.12.** Relaciones generales de la biomasa y el sustrato durante un proceso anaerobio

Las características de diseño y de los modos de operación dependen de las condiciones iniciales, a continuación en la Tabla 2.7 se presentan los sistemas de tratamiento así como las condiciones asociadas a los distintos procesos.

**Tabla 2.7.** Condiciones de los procesos de remoción

CONDICIÓN DE PROCESO	ACEPTOR DE ELECTRÓN	CARACTERÍSTICAS DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO
Aerobio	+ Oxígeno	Parte del sistema por gravedad. Aereación en el sistema
Anóxico	- Oxígeno + Nitrato	Sistema a presión Adición de nitrato al sistema
Aerobio	- Oxígeno - Nitrato + Sulfato (+ $CO_2$ )	Sistema a presión Sistema por gravedad Sistema por gravedad con bajo flujo y sedimentadores

## 2.6. CLASIFICACIÓN DE LOS MICROORGANISMOS

Los seres vivos se clasifican en 5 grandes grupos los cuales se muestran a continuación en la Figura 2.13; de los cuales para los fines de este trabajo nos avocaremos al *Reino Monera (Procariota)*, específicamente a las *Bacterias* (García, 2005).

El *Reino Monera* está constituido por organismos procariontes unicelulares, como son las bacterias y las algas verdes azules; las cuales se agrupan en colonias. Estos organismos se caracterizan por no poseer membranas nucleares, mitocondrias, plástidos ni flagelos avanzados; y su alimentación se efectúa por medio de la absorción de los nutrientes, o a través de procesos fotosintéticos o quimiosintéticos. La reproducción de estos organismos

puede ser asexual, por fisión o por yemas o bien a través de fenómenos protosexuales (García, 2005).

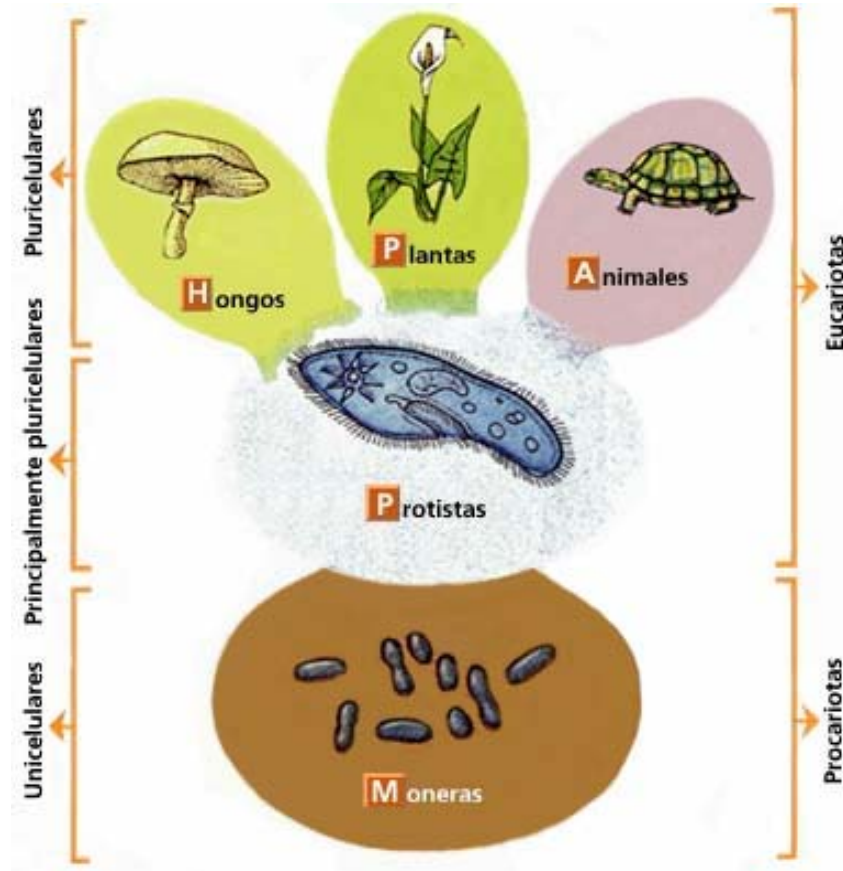


Figura 2.13. Clasificación de los seres vivos.

## 2.7. BACTERIAS

Las bacterias son microorganismos que se encuentran en todas partes, tales como en suelo, aire y agua; los aspectos morfológicos que las caracterizan por su tamaño, forma y disposición celular (Heinke, 1999).

El tamaño de las bacterias es muy pequeño, pero es posible medir con exactitud sus dimensiones microscópicas; generalmente a nivel laboratorio miden aproximadamente 0.5 a 1.0 x 2.0 a 5.0  $\mu\text{m}$ . Su morfología depende del tipo de especie, presentando tres formas principales: cocos (esféricas), bacilos (cilíndrica) y espirilos (espiral), (Pelczar, *et al.* 1990). En la Tabla 2.8 se enlistan estas diferentes formas de bacterias (Madigan, *et al.* 2004).

Tabla 2.8. Disposición celular

FORMA	AGRUPACIONES CARACTERÍSTICAS
<i>Cocos</i>	Diplococos (pares) Estreptococos (cadenas) Tetradas (cuádruples) Estafilococos (conglomerados) Sarcinas (octetos)
<i>Bacilos</i> <sup>iii</sup>	Diplobacilos (pares) Estreptobacilos (cadenas)
<i>Espirilos</i>	Predominan células individuales aisladas

[iii] Estas disposiciones dependen de la etapa de desarrollo

### 2.7.1. METABOLISMO DE LAS BACTERIAS

Las reacciones químicas internas denominadas *metabolismo*; se pueden llevar a cabo mediante dos formas:

- **Reacciones catabólicas:** es decir que se libera energía.
- **Reacciones anabólicas:** es decir que se consume energía.

Las bacterias son muy versátiles y como todos los seres vivos, requieren de sustancias nutritivas; tales como los *macronutrientes*, los cuales son requeridos de manera esencial para los microorganismos, por ejemplo (Gutiérrez, 2005):

- **Carbono.** Es asimilado de distintos compuestos orgánicos carbónicos y es utilizado para hacer nuevo material celular.
- **Nitrógeno.** A pesar de que se encuentra como compuesto inorgánico, la mayoría de las bacterias son capaces de asimilar estos compuestos.

Los *micronutrientes* son sustancias que los microorganismos requieren en pequeñas cantidades son de gran importancia para el funcionamiento celular dentro de estos se encuentra el Fósforo (P), azufre (S), Potasio (K), Magnesio (Mg), Calcio (Ca), sodio (Na), Zinc (Zn), Cobre (Cu), Fósforo (P), Cobalto (Co) y hierro (Fe).

Las *sales minerales* tienen una gran importancia metabólica, ya que intervienen en la activación de las enzimas, en la estabilización de complejos enzimáticos y en la respiración celular.

El crecimiento acelerado de las bacterias se debe a la asimilación de nutrientes, del OD y cuando este es proporcional a la MO presente en el agua residual. En este medio se pueden desarrollar diferentes tipos de microorganismos, como por ejemplo algas verde-azules, protozoarios, ciliados fijos y móviles, rotíferos, etc.; estos se alimentan de las bacterias y en conjunto con la respiración endógena mantienen el control de la población bacteriana, es decir, mantienen valores bajos de la concentración bacteriana y altas tasas de crecimiento de las mismas (Ramalho, 1996).

Las transformaciones microbiológicas de la MO son consideradas como procesos bioquímicos; uno de ellos ocurre cuando el substrato es la MO presente y es necesario para la formación de nuevas células. Dichas transformaciones se realizan en procesos anabólicos o catabólicos, durante los primeros se proveen de las sustancias necesarias para que crezca nueva biomasa, y durante la segunda se transfiere la energía para la producción de nuevas células de la biomasa (Thorkild, 2002).

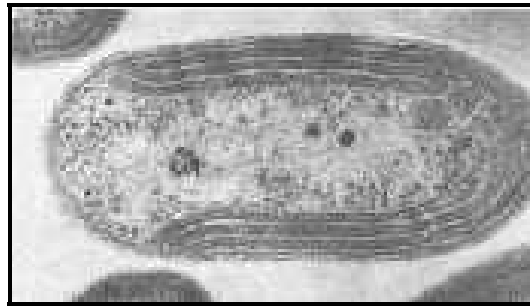
## 2.8. BACTERIAS NITRIFICANTES

Son microorganismos considerados heterótrofos, este trabajo será enfocado en la Familia *Nitrobacteraceae* (organismos nitrificantes), los cuales son considerados organismos quimiolitrotóxicos o gram negativas.

Entre las cuales destaca el género *Nitrobacter*, dichos organismos son capaces de oxidar  $NO_2^-$  a  $NO_3^-$  y fijar  $CO_2$  en condiciones anóxicas. En condiciones aerobias destaca la acción del género *Nitrosomonas*, la cual es capaz de oxidar de  $NH_3$  a  $NO_2^-$  (Pelczar, *et al.*, 1990).

Las *Nitrobacterias* son capaces de crecer quimiolitrotóxicamente, es decir, a expensas de compuestos inorgánicos utilizando como única fuente de carbono el  $CO_2$ ; dichos organismos se encuentran distribuidas principalmente en medios acuosos y el suelo (lodos o fangos) (Madigan, *et al.* 2004). El ciclo de vida para los géneros *Nitrobacter* y *Nitrosomonas* es de 8 y 24 horas, respectivamente (Ramírez, 2004).

En la Figura 2.14 se presenta una micrografía de una bacteria *Nitrobacter* (Ramírez, 2004); dichos organismos se caracterizan por ser bacilos inmóviles, sin embargo en algunas subespecies se puede presentar un flagelo que puede medir entre 3 y 7 veces la longitud del cuerpo. El cuerpo mide aproximadamente entre 0.6-0.8 x 1.0-2.0  $\mu\text{m}$ ; y se reproduce por gemación (Singleton, 2004). Es considerado aerobio o quimiolitrotrofo obligado o quimioorganoheterótrofo facultativo; la temperatura óptima para su desarrollo se encuentra entre los 25 y 30 ° C (Rao, *et al.* 1997).



**Figura 2.14.** *Nitrobacter Winogradsky*

En la Figura 2.15 se muestra una micrografía de una bacteria *Nitrosomonas*; estos organismos se caracterizan por formación en bastón cilíndrico, en algunas subespecies pueden presentar un solo flagelo polar que puede medir 3 o más que la célula (Rodríguez, 2004); el flagelo llega a medir aproximadamente entre 0.9 – 1.0 x 1.8  $\mu\text{m}$ , y se reproduce por gemación; es considerado aerobio o quimiolitrotrofo obligado (Singleton, 2004); son capaces de oxidar el  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_2^-$ , en una proporción 1:1, es decir, por cada mol de  $\text{NH}_4^+$  transformado se genera una mol de  $\text{NO}_2^-$  (Rodríguez, 2004).



**Figura 2.15.** *Nitrosomonas sp.*

Las nitrobacterias son muy sensibles a grandes cantidades de sustancias inhibidoras, que pueden llegar a impedir el crecimiento y su actividad metabólica; como las altas concentraciones de  $NH_3$  y de ácido nitroso, debido al efecto que tienen sobre el pH.

Las bacterias nitrificantes pueden efectuar la oxidación de los compuestos nitrogenados, esto depende de las condiciones aerobias o anóxicas que se promuevan en el medio; en la Tabla 2.9 se muestran las condiciones óptimas (Ferreira, 2000), (Rao, *et al.* 1997).

**Tabla 2.9.** Condiciones óptimas para las bacterias nitrificantes.

PARÁMETRO	UNIDADES	ANÓXICAS	AEROBIAS
pH	Unidades de pH	7.3 – 8.4	7 – 8.6
OD	mg O <sub>2</sub> /L	0.3 – 1.0	1 – 4.5
T	° C	25 – 30	20 - 25

La acumulación de  $NH_4^+$  libre, en un intervalo entre los 10-150 mg como  $NH_3$ -N/L promueve un pH de 7.8, lo cual limita el crecimiento de las *Nitrosomonas*. Es importante señalar los valores de amonio libre recomendados para favorecer el desarrollo de las bacterias se encuentran entre los 0.1-1mg  $NH_3$ -N/L; mientras el ácido nitroso en concentraciones superiores a 1.68 mg/L mantiene el pH entre los 5.8 a 7.2 unidades de pH, lo cual provoca la inhibición de las *Nitrobacter*.

Es necesario tener presente que la transformación de nitrógeno amoniacal ( $NH_4^+$ ) en nitrógeno en forma de  $NO_3^-$  no supone la eliminación del nitrógeno; aunque sí permite eliminar su demanda de oxígeno por la asimilación de nutrientes, debida al crecimiento acelerado de las bacterias. La demanda de oxígeno será proporcional a la cantidad de MO presente en el medio (Ramalho, 1996).

Las nitrobacterias se encuentran en el sistema junto con otros microorganismos, por ejemplo, los protozoarios (ciliados, flagelados) o rotíferos; estos tienen como función alimentarse de las bacterias y en conjunto a la respiración endógena mantienen el control de la población bacteriana. Por estos motivos es recomendable que antes del tratamiento biológico que el pH se encuentre entre 6.5 – 8.5 para asegurar una actividad biológica

óptima (Ramalho, 1996). Sin embargo los procesos biológicos pueden amortiguar el pH, pero dependerá de la alcalinidad y de DBO del influente.

### 2.8.1. RUTAS METABÓLICAS DE DEGRADACIÓN DE AMINAS

El nitrógeno inorgánico permanece en la biomasa y es liberado hasta la muerte de los microorganismos, lo cual origina aminoácidos y bases nitrogenadas; posteriormente éstos compuestos son removidos mediante los procesos fermentativos u oxidativo en donde se elimina el  $\text{NH}_3$ . La asimilación de  $\text{NH}_4^+$  se puede realizar mediante tres rutas metabólicas (Grant, *et al.* 1989):

- **A altas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ :** Se realiza por medio del ácido  $\alpha$ -cetoglutárico para producir ácido glutámico,
- **A altas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ :** Por acción del ácido glutámico para producir ácido glutámico,
- **A bajas concentraciones de  $\text{NH}_4^+$ :** Mediante la acción de las enzimas GOGAT/glutamina sintetasa para favorecer la producción de ácido glutámico

Ésta última es la principal fuente de fijación del  $\text{N}_2$  (g). La Figura 2.16 (Marín, 2003) se muestra una ruta metabólica propuesta para la degradación de las alcanolaminas.



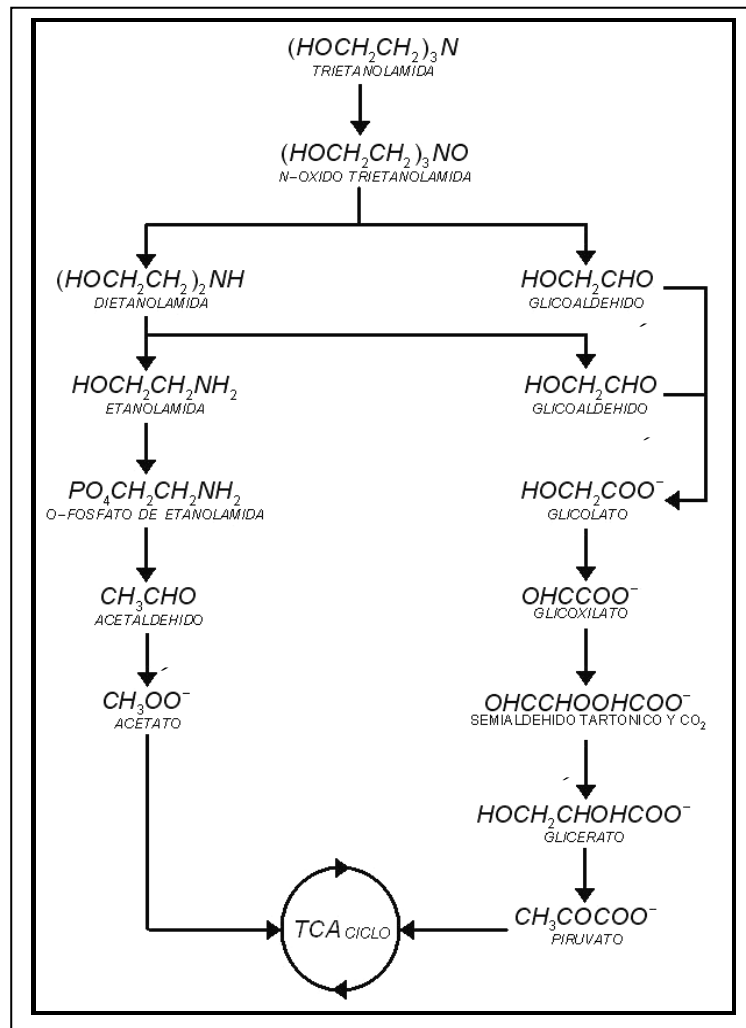
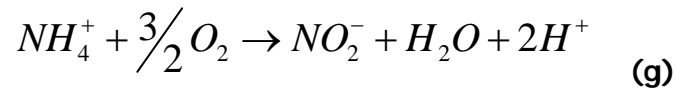


Figura 2.16. Ruta metabólica de una bacteria Gram negativa

### 2.8.2. NITRIFICACIÓN

Es la oxidación de  $NH_3$  a  $NO_2^-$ , en donde las reacciones de oxidación proporcionan a los microorganismos la energía necesaria para sus procesos metabólicos en condiciones aerobias; este proceso se lleva a cabo en dos fases:

- 1) Las ecuaciones representan la oxidación de  $NH_3$  a  $NO_2^-$  por acción de *Nitrosomonas*. Se lleva a cabo en dos etapas (**f**) y (**g**), la primera es  $NH_3$  a  $HNO_2$  y en la segunda va de  $NH_4^+$  a  $NO_2^-$ ; es importante señalar que durante la oxidación completa se transfieren ocho electrones.



2) La oxidación de  $NO_2^-$  a  $NO_3^-$  ocurre por acción de *Nitrobacter* la reacción se representa a continuación,  $HNO_2 + \frac{1}{2}O_2 \rightarrow HNO_3$

La nitrificación comienza una vez que la demanda de oxígeno de la materia carbónica ha sido satisfecha en los microorganismos (Ramalho, 1996), es decir cuando se promueve la degradación de la MO ocurre por la acción de la respiración aerobia; durante dicho proceso, los compuestos se oxidan por acción del  $O_2$  como aceptor final de electrones (Madigan, *et al.* 2004).

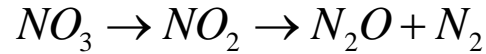
El proceso de nitrificación puede realizarse a bajas concentraciones de  $NH_4^+$ ; sin embargo para favorecer condiciones óptimas para las bacterias es necesario una concentración de OD de 4 mg/L en un intervalo de pH de 7 a 8.5 para alcanzar una eficiencia entre el 85-99 % (Ferreira, 2000)

Los microorganismos nitrificantes se consideran aerobios obligados; éstos son afectados por factores como la temperatura, el pH y el ORP, así como la concentración de  $NO_2^-$  (Grant, *et al.* 1989); para favorecer este proceso las condiciones óptimas de temperatura son de 25 – 35 ° C y de pH entre 7.5 – 9.0 (Rao, *et al.* 1997).

### 2.8.3. DESNITRIFICACIÓN

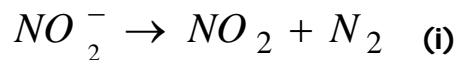
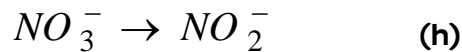
La desnitrificación es un proceso posterior a la nitrificación, donde el  $NH_4^+$  que se oxida, el cual se encuentra en el efluente como  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$ ; en estas condiciones favorecen que algunas bacterias heterótrofas utilicen el oxígeno de los  $NO_3^-$  para oxidar el carbono orgánico y producir  $CO$ ,  $N_2$  y óxidos de nitrógeno (REMTAVARES, 2007), lo cual

se considera una pérdida potencial de nitrógeno del sistema; a continuación se presenta la secuencia de oxidación de este proceso (Ramalho, 1996).



La Desnitrificación se lleva a cabo por acción de diversos géneros de bacterias, como son: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevauterium*, *Flavohacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* y *Spirillum*, es importante destacar que en los sistemas de tratamiento de agua residual las bacterias responsables de este proceso son las nitrobacterias descritas anteriormente (Segura, 2007).

Para favorecer este proceso es necesario que el sistema se encuentre en condiciones anaerobias u anóxicas y que las bacterias cuenten con una fuente de carbono orgánico (REMTAVARES, 2007). En las ecuaciones **(h)** e **(i)** representan las reacciones que se efectúan durante la desnitrificación.



Las bacterias nitrificantes son en su mayoría aerobias en condiciones anóxicas pueden oxidar el  $NH_3$  mediante un proceso llamado *anammox*; durante el cual se realiza la oxidación del  $NH_3$  con  $NO_2^-$ , éste último es reducido ya que actúa como aceptor de electrones durante la oxidación de del carbono orgánico para obtener nitrógeno gaseoso (REMTAVARES, 2007); la reacción que ocurre durante este proceso se presenta a continuación (Madigan, *et al.* 2004).



La desnitrificación se favorece por la respiración anaerobia, en donde se utilizan otros compuestos diferentes al oxígeno como aceptores de electrones; las bacterias que funcionan mediante este proceso contienen sistemas de transporte de electrones con citocromos, quinonas, entre otras proteínas; por lo que se puede decir que el sistema

respiratorio es análogo al de las bacterias aerobias (INTA, 2004). Es decir, este tipo de bacterias se pueden considerar facultativas, pues una vez agotado el oxígeno del medio se efectúa la reducción alternativa del otro aceptor, generalmente es por medio de la actividad enzimática (Madigan, 2004); estos procesos se favorecen en un intervalo de temperatura entre los 10-30 ° C (Rao, *et al.* 1997).

## 2.9. PROCESO DE NITRIFICACIÓN-DESNITRIFICACIÓN.

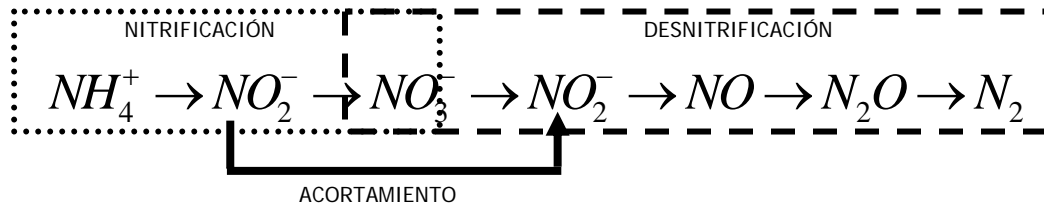
El proceso de nitrificación-desnitrificación tiene como característica principal la eliminación de nitrógeno; esta configuración es una modificación al sistema convencional de lodos activados y se realiza por medio de dos fases.

Durante la nitrificación se lleva a cabo la oxidación del  $NH_3$  al  $NO_2^-$  ( $\Delta G^\circ = -278$  kJ/mol) y la oxidación subsecuente del  $NO_2^-$  al  $NO_3^-$  ( $\Delta G^\circ = -79$  kJ/mol), por la acción de los microorganismos autotróficos, que obtienen su energía de estas reacciones.

En algunos sistemas de lodos activados se puede promover una nitrificación parcial a bajas concentraciones de OD; sin embargo los costos de operación de los procesos biológicos están relacionados con la energía, el oxígeno y de la MO para la nitrificación y la desnitrificación (Ciudadana, *et al.* 2004); debido a que la nitrificación del medio requiere de una zona aerobia. En donde se lleva a cabo la oxidación de la MO de origen carbonoso y del amonio, esto promueve la formación de  $CO_2$  y  $NO_2^-$  (REMTAVARES, 2007).

Una aplicación de los procesos antes descritos es la remoción del nitrógeno en sistemas biológicos; el cual se basa en la formación de  $NO_3^-$  y a partir de éste se promueve la formación de un compuesto del intermediario ( $NO_2^-$ ) de ambos procesos. Por lo tanto es conveniente promover una nitrificación y a partir de este punto se favorece la desnitrificación, ya que a partir de estas condiciones la cantidad de  $O_2$  disminuye durante la nitrificación y ocurre una disminución en los requerimientos de la MO durante la desnitrificación, así como la disminución de la producción de lodo (Ciudadana, *et al.* 2004).

La nitrificación parcial requiere la reducción de la actividad de las bacterias que oxidan el  $NO_3^-$  y de este modo favorecer una rápida formación de  $NO_2^-$  en el medio, ello no afecta directamente a los microorganismos que oxidan del  $NH_3$ , a continuación se representa un esquema de reacción para la nitrificación-desnitrificación.



Se favorece la desnitrificación del medio en condiciones anóxicas, es importante indicar que también es necesaria una fuente externa de carbono orgánico para que dichas bacterias realicen sus funciones metabólicas para favorecer dicho proceso; debido a que los  $NO_2^-$  son reducidos a  $N_2$ ; es importante señalar que en algunos casos no es necesaria la adición de carbono al sistema ya que ésta puede originarse a partir de la respiración endógena de los microorganismos (REMTAVARES, 2007).

## 2.10. PROCESOS FISICOQUÍMICOS

La aplicación de procesos fisicoquímicos son necesarios para poder lograr un funcionamiento adecuado durante los procesos biológicos; dentro de los cuales se encuentran los siguientes (Hernández, *et al.* 2003):

- Coagulación – Floculación: Éstos consisten en la adición de compuestos orgánicos y/o sales metálicas en los efluentes contaminados favoreciendo la formación de flóculos que puedan ser separados por sedimentación o flotación.
- Precipitación química: Es la separación de sustancias mediante el agregado de reactivos químicos que alteran su estado físico. La precipitación química es un proceso de tres pasos que consiste en: coagulación, floculación y sedimentación, que tienen como finalidad disminuir la concentración de los gases ácido presentes en el gas amargo.

- Procesos de membrana: Los procesos de absorción de gases, es mediante la utilización de membranas sólidas con microporos que son usadas como forma de contacto entre la corriente de gas y la de líquido. El gas amargo se difunde a través de la membrana y es eliminado selectivamente por el líquido absorbente del otro lado de la membrana.
- Adsorción: Es un proceso selectivo de gases, depende de la temperatura, presiones parciales, fuerzas en la superficie y del tamaño de poro del adsorbente, distinguiéndose en tres tipos
  - PSA (adsorción con variación de presión): el adsorbente es regenerado mediante la reducción de la presión,
  - TSA (adsorción con variación de temperatura): el adsorbente es regenerado mediante el aumento de su temperatura,
  - ESA (adsorción mediante corriente eléctrica): la regeneración tiene lugar al hacer pasar una corriente de bajo voltaje por el adsorbente.
- Absorción: Es un proceso de separación que utiliza solventes físicos para la recuperación de gases ácidos a altas presiones de vapor, deben tener una baja viscosidad, baja o moderada higroscopicidad, y una baja presión de vapor a temperatura ambiente.

### **2.10.1. OXIDACIÓN AVANZADA**

Se aplica principalmente para la remoción de compuestos orgánicos tóxicos o recalcitrantes; dichos procesos suelen ser combinados otros tratamientos; tienen la finalidad de eliminar contaminantes que por su características fisicoquímicas no son idóneos para ser tratados por procesos físicos o biológicos. Los principales métodos de oxidación avanzada se mencionan a continuación (Hernández, *et al.* 2003).

- Rayos ultravioleta,
- Reactivo de Fenton,
- Ozonización,
- Electrogenación de iones cloro.

### 2.10.2. REACTIVO DE FENTON

La reacción de Fenton fue descubierta por H. J. H. Fenton en 1894, originalmente se reportó que la oxidación de ácido málico por peróxido de hidrógeno era promovida por el ión ferroso. Fue de gran importancia para el desarrollo del mecanismo sintético y en reacciones sintéticas; a partir los 70's tiene aplicación en el tratamiento de aguas industriales y municipales que contengan compuestos orgánicos, no biodegradables (Hernández, *et al.* 2003).

Dicha reacción incluye a dos componentes principales, el catalizador y el agente oxidante. Los catalizadores utilizados principalmente son Fe(II), Fe (III) o bien hierro ferroso; es utilizado el peroxido de hidrógeno como agente oxidante. Una vez que ambas sustancias se ponen en contacto se genera el radical hidroxilo, la siguiente reacción representa la reacción clásica de Fenton (Hernández, *et al.* 2003):



Con base en esta reacción fueron planteadas distintas aplicaciones:

- Reacción de Fenton fotoasistida,
- Reacción térmica Fenton,
- Electrogenación del reactivo de Fenton.

### **3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.**

Para el desarrollo experimental se planteó la aplicación de un sistema de tratamiento biológico para la remoción de compuestos inorgánicos como lo son las alcanolaminas.

La remoción de estos compuestos se realizó utilizando como influente soluciones sintéticas representativas de aminas gastadas, las cuales contienen dietanolamida (DEA); por medio de un sistema de reactores biológicos que operan en un sistema continuo. En la remoción de estos contaminantes se prefieren los tratamientos biológicos a los procesos fisicoquímicos; ya que no se generan residuos tóxicos y son más económicos.

Fueron analizadas cuatro distintas configuraciones de sistemas de biomasa en suspensión para la remoción de nitrógeno, las cuales se enlistan a continuación:

- Sistema anóxico / aerobio
- Sistema anóxico / aerobio (Modificado)
- Sistema basado en "Single-Sludge"
- Sistema basado en "Ludzack-Ettinger"

Con base en los resultados obtenidos y al análisis de estos se presentara la mejor opción para la remoción de los compuestos antes mencionados.

#### **3.1. ALIMENTACIÓN**

Durante el desarrollo del trabajo experimental fue importante mantener un control adecuado de las especies presentes en el sistema, principalmente de las diferentes formas en las que se encuentra el nitrógeno.

La solución sintética está constituida por dietanilamina (DEA), amortiguador de pH, micronutrientes y agua; para la preparación de dicha disolución se determinó en de la estequiometría, con base a la cantidad de O<sub>2</sub> necesaria para oxidar completamente una mol de DEA, esto fue posible por medio de la Demanda Teórica de Oxígeno (DTeO).



Los cálculos realizados para esta determinación se muestran en el Anexo A.5, obteniéndose los siguientes resultados para una  $D_{TeO} = 1200 \frac{\text{mgO}_2}{\text{L}}$

Para lo cual se requiere una concentración de  $2100 \frac{\text{mg DEA}}{\text{L}}$ ; ello equivale a un volumen de aproximadamente de  $0.52 \frac{\text{mL DEA}}{\text{L}_{\text{SOLUCION SINTETICA}}}$ .

Los valores fueron validados en intervalos de biodegradabilidad, tomando de referencia los resultados reportados por Marbán (2006), donde se muestran los intervalos de trabajo para una remoción eficiente de la DEA los cuales se encuentran dentro del intervalo de 1,000 a 2,000 mg O<sub>2</sub>/L; la concentración óptima de trabajo fue de 1500 mg O<sub>2</sub>/L de acuerdo a los datos obtenidos por Gutiérrez (2005); donde se alcanzaba una remoción entre el 91 y 97%.

A la solución sintética fue necesario adicionarle micronutrientes, los cuales son importantes para favorecer una adecuada actividad metabólica de las bacterias, la Tabla 3.1, se muestra una lista y la proporción utilizada durante el desarrollo experimental de este trabajo.

**Tabla 3.1.** Micronutrientes adicionados en la solución sintética de DEA

MICRONUTRIENTES	CONCENTRACIÓN (mg/L)	FÓRMULA	VOL. AGREGADO (mL/L)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0.5	(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1
Mg <sub>2</sub> <sup>+</sup>	10.0	MgSO <sub>4</sub>	1
Fe <sub>3</sub> <sup>+</sup>	0.05	FeCl <sub>3</sub>	1
Mn <sub>2</sub> <sup>+</sup>	0.05	MnSO <sub>4</sub>	1
H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	203.2	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Amortiguador de pH = 7.5
HPO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	1079.3	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	

### 3.2. TÉCNICAS ANALÍTICAS UTILIZADAS

La Tabla 3.2 muestra una lista sobre las normas de referencia utilizadas para la determinación de los parámetros a cuantificar. Las técnicas analíticas se encuentran detalladas en el Anexo A.6 y A.7.

**Tabla 3.2.** Normas de referencia para la cuantificación de los parámetros seleccionados.

PARÁMETRO	UNIDADES	NORMA DE REFERENCIA
SST	g/L	NMX-AA- 034-SCFI-2001
SSV	g/L	NMX-AA- 034-SCFI-2001
DOO	mg DOO/L	Método 410.4 de la US EPA
$NH_4^+$	mg/L	NMX-AA-026-SCFI-2001
Nitratos	mg/L	NMX-AA-079-SCFI-2001
Nitritos	mg/L	NMX-AA- 079-SCFI-2001
pH	Unidades de pH	PAPEL pH
OD	mg OD/L	POTENCIOMETRO

### 3.3. CONDICIONES DE OPERACIÓN

Para llevar a cabo etapa la experimentación se utilizaron 2 reactores con una capacidad de 15 L cada uno, las características de estos para las distintas configuraciones se muestra en la Tabla 3.3.

**Tabla 3.3.** Los condiciones de operación

CONFIGURACIÓN		1		2		3		4	
REACTORES		An	Ae	An	Ae	Ae	An	An	Ae
PARÁMETRO	UNIDADES								
Flujo	mL/min	32.4	31.4	51.5	57.2	44.0		44.0	
$\Theta_H$	h	7.6	7.9	4.9	4.4	5.7		5.7	

**An:** Anaerobio

**Ae:** Aerobio

En la Tabla 3.4 se describen las diferencias para los procesos de nitrificación y desnitrificación que se realizan, así como para cada uno de los reactores utilizados.

**Tabla 3.4.** Comparación entre los procesos de nitrificación y desnitrificación

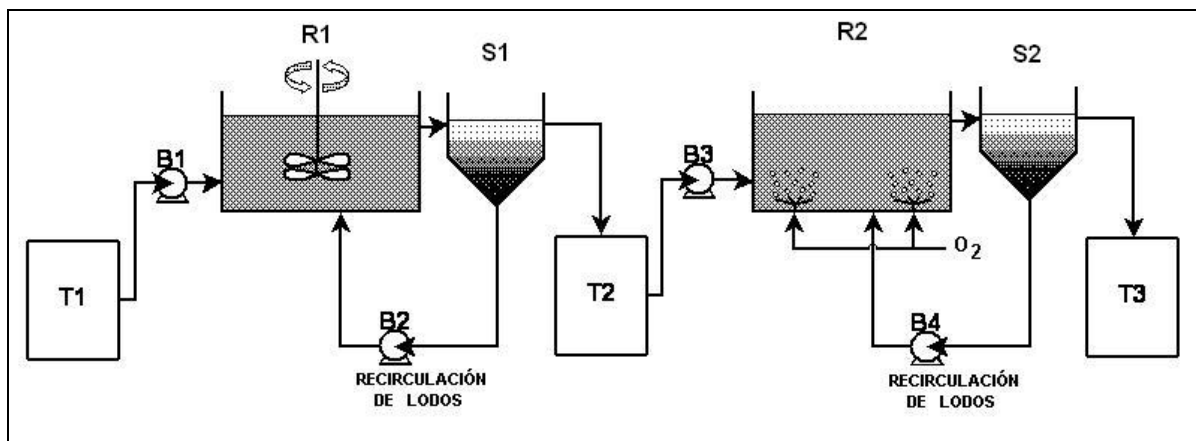
REACTOR ANÓXICO	REACTOR AEROBIO
<i>DESNITRIFICACIÓN</i>	<i>NITRIFICACIÓN</i>
Oxidación de carbono y nitrógeno en condiciones anóxicas	Oxidación de carbono y nitrógeno en condiciones aerobias
Tiempos de residencia mayor a los sistemas convencionales <10.5 h	Tiempos de residencia menor a los sistemas convencionales > 7 a 10.5 h
Presencia de malos olores.	No hay presencia de malos olores.
Temperatura 10-30 ° C	Temperatura 25-30 ° C
OD < 1 mg/L	1 mg / L > O D < 4 mg / L
pH 6.0-8.0	PH 6.8 – 8.6

### 3.4. CONFIGURACIONES UTILIZADAS DE SISTEMA DE BIOMASA EN SUSPENSIÓN PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO

El presente trabajo se enfocó a evaluar sistemas de tratamientos biológicos o secundarios, con la finalidad de evaluar la remoción de compuestos nitrogenados y el posible efecto en los cuerpos naturales de agua. Es importante destacar que las condiciones de pH y OD, son las principales condiciones que promueven un ambiente anóxico y/o aerobio.

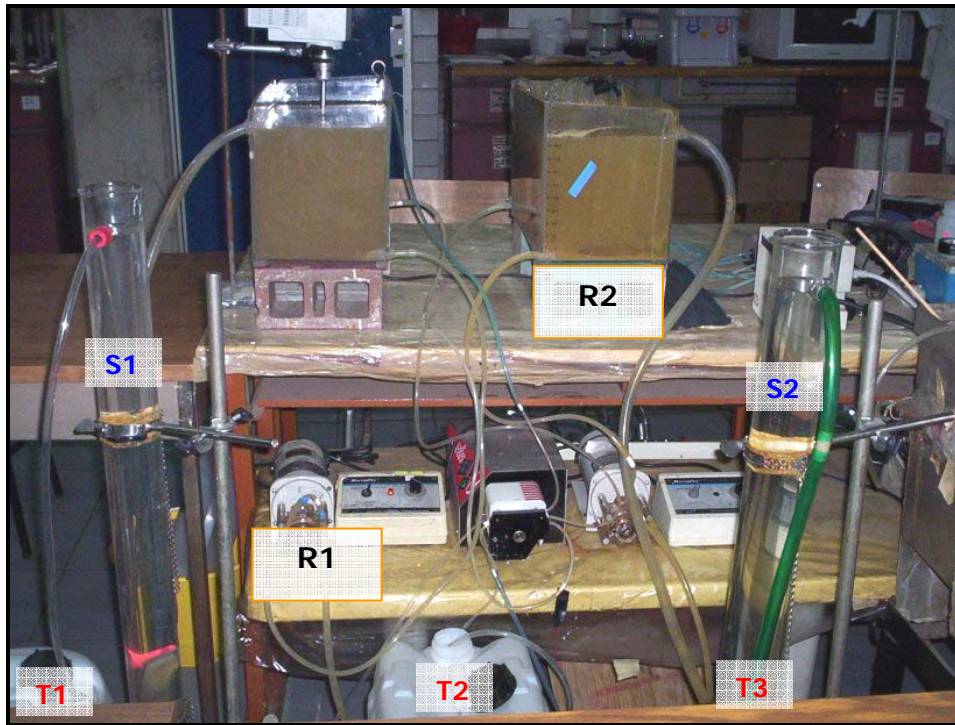
#### 3.4.1. PRIMERA CONFIGURACIÓN: SISTEMA ANÓXICO/AEROBIO

El sistema de remoción de nitrógeno se constituía de dos reactores biológicos en serie; el primero a condiciones anóxicas (R1) y el segundo en condiciones aerobias (R2); esta primera configuración se muestra en las Figuras 3.1 y 3.2.



**Figura 3.1.** Esquema de primera configuración

El flujo de alimentación fue una solución sintética de acuerdo a lo descrito en el punto 3.1 de el presente capítulo. La cual se fue colocada en el tanque de alimentación (T1) y enviada por medio de una bomba peristáltica Ecoline VC-MS/CA, Marca: ISMATEC (B1) al reactor anóxico (R1); del cual el efluente fue enviado a un sedimentador (S1) donde era separado el clarificado de los lodos activados, éstos últimos fueron recirculados al R1 mediante la bomba peristáltica Cole Palmer System Model, No. 7553-80 (B2) y el clarificado enviado al tanque (T2), del cual era por medio de la bomba peristáltica Ecoline VC-MS/CA, Marca: ISMATEC (B3) al reactor aerobio (R2); en la Figura 3.1 muestra un esquema para la primera configuración.



**Figura 3.2.** Fotografía de primera configuración

El efluente del reactor aerobio (R2) fue enviado a un sedimentador (S2), donde se separaba el efluente de los lodos activados; estos últimos fueron recirculados al reactor aerobio mediante la bomba peristáltica Cole Palmer System Model, No. 7553-80 (B4) para ser clarificados y colectados por acción de la gravedad en el tanque de descarga (T3).

Las determinaciones analíticas y frecuencia realizada al sistema se muestran en la Tabla 3.5.

**Tabla 3.5.** Frecuencia de las determinaciones durante la primera configuración anóxico/aeróbico

DETERMINACIONES	UNIDADES	FRECUENCIA (SEMANA)
Nitritos	mg/L	2
Nitratos	mg/L	2
Nitrógeno total: Nitrógeno orgánico Nitrógeno Kjeldahl	mg/L	2
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	3
Sólidos y sales disueltas	g/L	1
Monitoreo de parámetros: pH Oxígeno disuelto	Unidades de pH mg O <sub>2</sub> /L	5

### 3.4.2. SEGUNDA CONFIGURACIÓN: SISTEMA ANÓXICO/AEROBIO (MODIFICADO)

El sistema de remoción de nitrógeno fue constituido de dos reactores biológicos en serie, el primero a condiciones anóxicas (R1) y el segundo a condiciones aerobias (R2), en esta configuración se recirculó una parte proporcional del clarificado del sedimentador (S2) al tanque (T1), para analizar el efecto de ésta en la remoción de la DEA; un esquema de la segunda configuración se muestra en las Figuras 3.3 y 3.4.

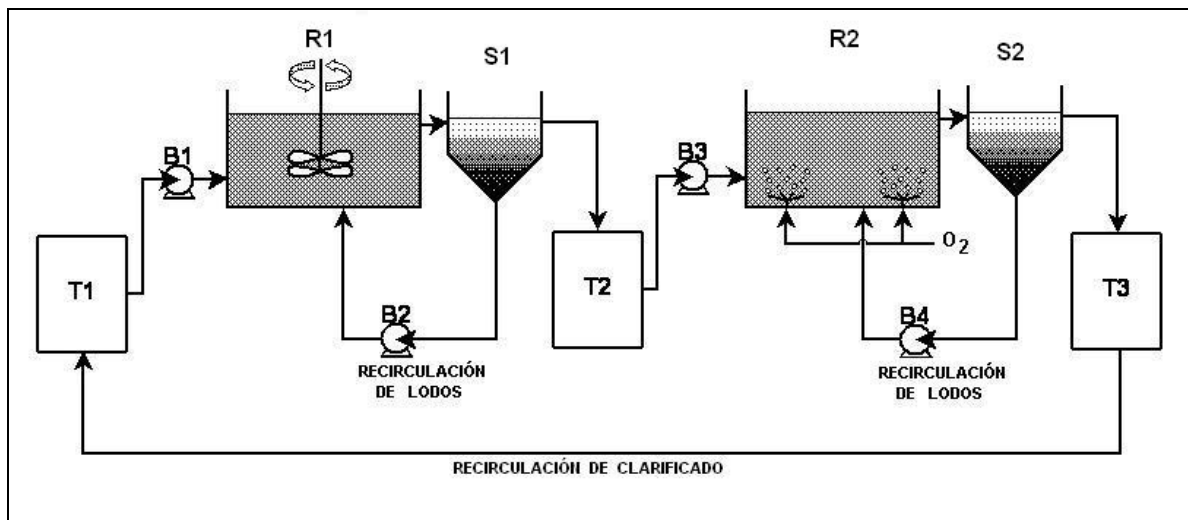
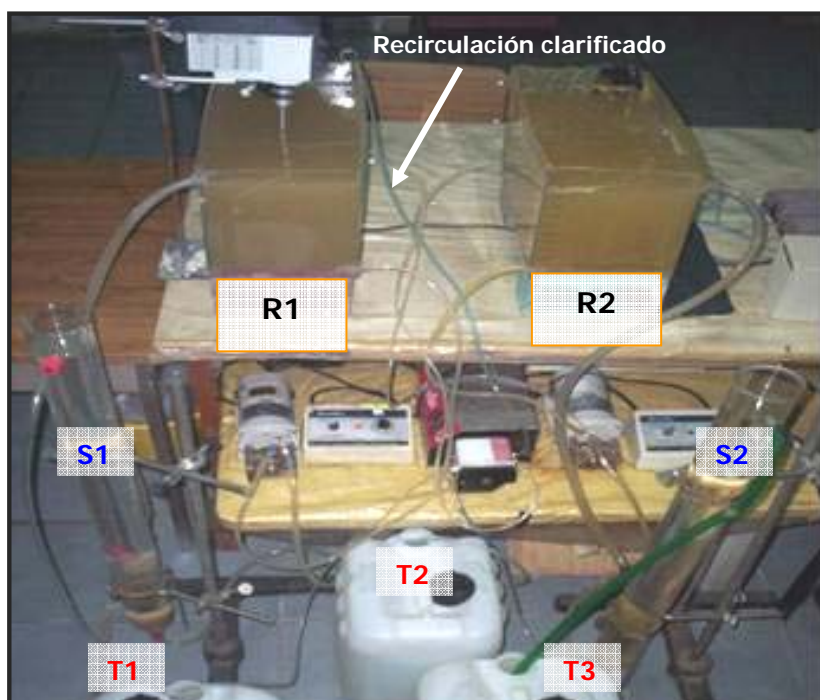


Figura 3.3. Esquema de la segunda configuración

El flujo de alimentación fue una solución sintética de acuerdo a lo descrito en el punto 3.1. La cual fue colocada en el tanque de alimentación (T1) y enviada por medio de una bomba peristáltica Ecoline VC-MS/CA, Marca: ISMATEC (B1) al reactor anóxico (R1); del cual, el efluente fue enviado a un sedimentador (S1) para separar el clarificado de los lodos activados, éstos últimos fueron recirculados al reactor anóxico mediante la bomba peristáltica Cole Palmer System Model, No. 7553-80 (B2) y el clarificado fue enviado al tanque (T2), para posteriormente fuera enviado por medio de la bomba peristáltica Ecoline VC-MS/CA, Marca: ISMATEC (B3) al reactor aerobio (R2); la Figura 3.3 muestra un esquema para la segunda configuración.

El efluente del reactor aerobio (R2) se envió a un sedimentador (S2), donde eran separados de los lodos activados y recirculados al reactor aerobio mediante la bomba peristáltica Cole Palmer System Model, No. 7553-80 (B4), el clarificado fue colectado por

acción de la gravedad en el tanque de descarga (T3). Aproximadamente el 30 % del clarificado obtenido en el sedimentador es recirculado al R1 el resto del efluente fue enviado al T3.



**Figura 3.4.** Fotografía de la segunda configuración de lodos activados

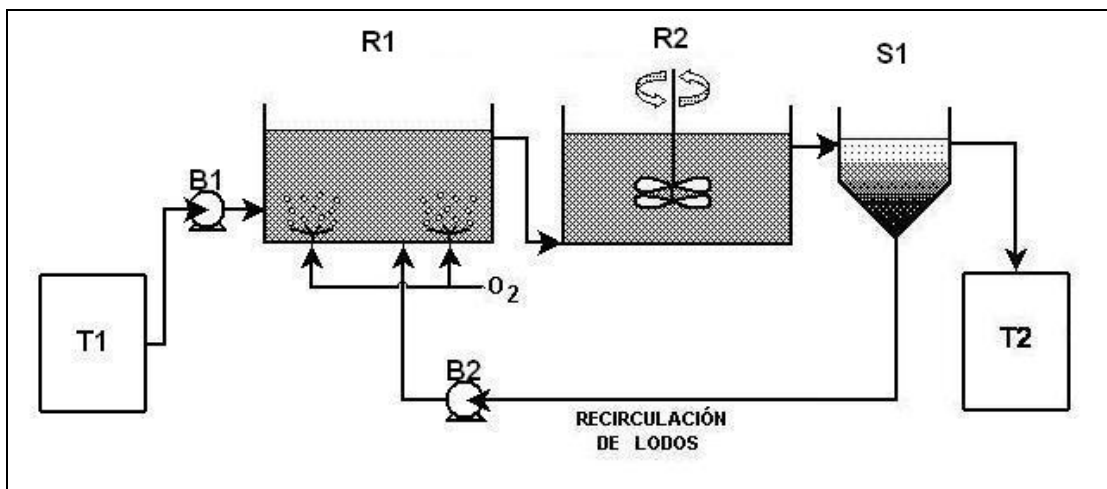
Las determinaciones analíticas que se realizaron al sistema, así como la frecuencia se muestran en la Tabla 3.6.

**Tabla 3.6.** Frecuencia de las determinaciones realizadas durante la segunda configuración anóxico/aerobio (modificado)

DETERMINACIONES	UNIDADES	FRECUENCIA (SEMANA)
Nitritos	mg/L	2
Nitratos	mg/L	2
Nitrógeno total: Nitrógeno orgánico Nitrógeno Kjeldahl	mg/L	2
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	3
Sólidos y sales disueltas	g/L	1
Monitoreo de parámetros: pH Oxígeno disuelto	Unidades de pH mg O <sub>2</sub> /L	5

### 3.4.3. TERCERA CONFIGURACIÓN: SISTEMA BASADO EN "SINGLE-SLUDGE"

El sistema de remoción de nitrógeno se basó en la aplicación de un proceso de tratamiento basado en "Single-sludge", el cual se describe en el punto 2.3.5. y se constituía de dos reactores biológicos en serie en orden inverso a las dos anteriores configuraciones presentadas, quedando el orden de la siguiente manera el primero a condiciones aerobias (R1) y el segundo a condiciones anóxicas (R2); esta tercera configuración se muestra en las Figuras 3.5 y 3.6.



**Figura 3.5.** Esquema de la tercera configuración de lodos activados

El flujo de alimentación fue una solución sintética de acuerdo a lo descrito en el punto 3.1 del presente capítulo. La cual fue colocada en el tanque de alimentación (T1) y enviada por medio de la bomba peristáltica Ecoline VC-MS/CA, Marca: ISMATEC (B1) al reactor aerobio (R1), el efluente fue enviado mediante vasos comunicantes al reactor anóxico (R2); el efluente era enviado a un sedimentador (S1), donde el clarificado era separado; dichos lodos fueron recirculados al R1 mediante la bomba peristáltica Cole Palmer System Model, No. 7553-80 (B2) y finalmente el clarificado era colectado en el tanque de descarga (T2); la Figura 3.5 muestra un esquema de este sistema.



**Figura 3.6.** Fotografía de la tercera configuración de lodos activados

Las determinaciones analíticas que se realizaron al sistema, así como la frecuencia se muestran en la Tabla 3.7.

**Tabla 3.7.** Frecuencia de las determinaciones durante la tercera configuración basada en "Single-sludge"

DETERMINACIONES	UNIDADES	FRECUENCIA (SEMANA)
Nitritos	mg/L	2
Nitratos	mg/L	2
Nitrógeno total: Nitrógeno orgánico Nitrógeno Kjeldahl	mg/L	2
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	2
Sólidos y sales disueltas	g/L	1
Monitoreo de parámetros: pH Oxígeno disuelto	Unidades de pH mg O <sub>2</sub> /L	4



#### 3.4.4. CUARTA CONFIGURACIÓN: SISTEMA BASADO EN "LUDZACK-ETTINGER"

El sistema de remoción de nitrógeno se basó en la aplicación de un proceso de tratamiento basado en "Ludzack-Ettinger", el cual se describe en el punto 2.3.5. y era constituido de dos reactores biológicos conectados en serie sin la presencia de etapa intermedia de separación, quedando como un sistema continuo entre la etapa anóxica (R1) y aerobia (R2); esta cuarta configuración se muestra en las Figuras 3.7 y 3.8.

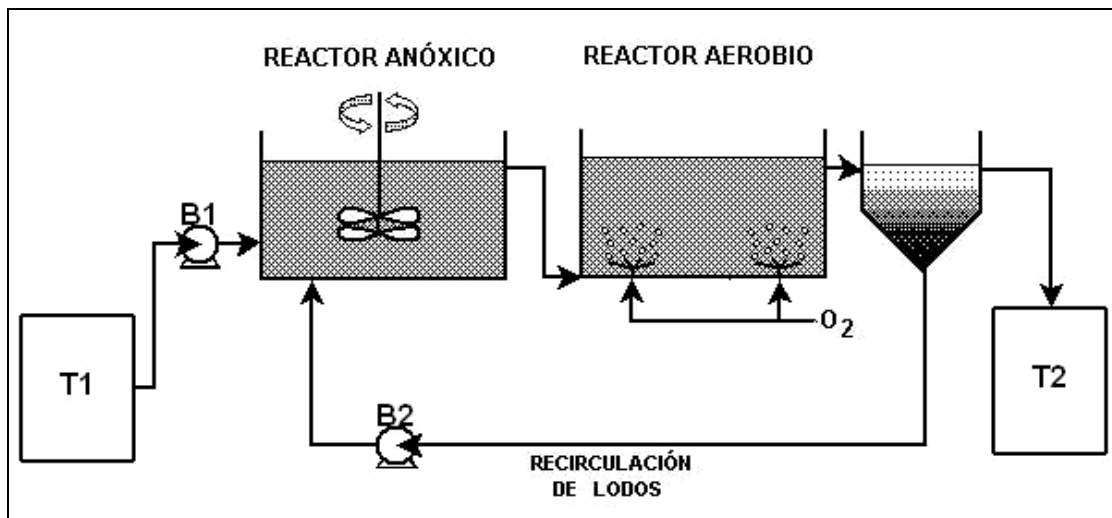
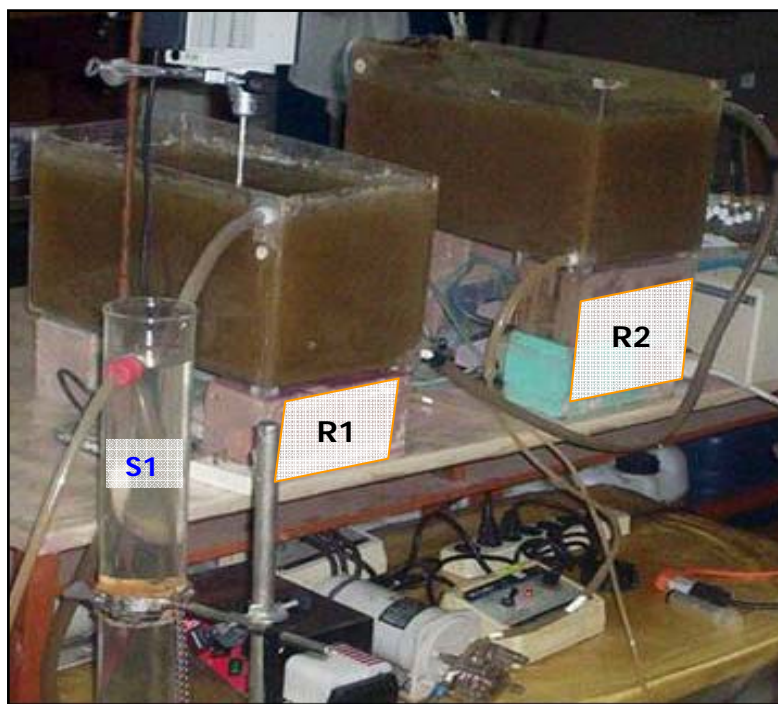


Figura 3.7. Esquema de la cuarta configuración de lodos activados

El flujo de alimentación fue una solución sintética de acuerdo a lo descrito en el punto 3.1 de el presente capítulo. La cual fue colocada en el tanque de alimentación del (T1) y enviada por medio de una bomba peristáltica Ecoline VC-MS/CA, Marca: ISMATEC (B1) al reactor anódico, el efluente era enviado mediante vasos comunicantes al reactor aerobio (R2); finalmente el efluente fue enviado a un sedimentador (S1), donde el clarificado era separado de los lodos activados; éstos últimos son recirculados al R1 mediante la bomba peristáltica Cole Palmer System Model, No. 7553-80 (B2) y el clarificado era colectado en el tanque de descarga (T2); la Figura 3.7 muestra un esquema del procedimiento antes mencionado.



**Figura 3.8.** Fotografía de la cuarta configuración de lodos activados

Las determinaciones analíticas que se realizaron al sistema, así como la frecuencia se muestran en la Tabla 3.8.

**Tabla 3.8.** Frecuencia de las determinaciones durante la cuarta configuración basada en "Ludzack-Ettiger"

Determinaciones	Unidades	Frecuencia (semana)
Nitritos	mg/L	2
Nitratos	mg/L	2
Nitrógeno total: Nitrógeno orgánico Nitrógeno Kjeldahl	mg/L	2
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	2
Sólidos y sales disueltas	g/L	1
Monitoreo de parámetros: pH Oxígeno disuelto	Unidades de pH mg O <sub>2</sub> /L	4

#### 4. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

##### 4.1. SISTEMAS DE BIOMASA EN SUSPENSIÓN UTILIZADOS PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO

Una vez que la concentración de DEA fue establecida con base en el cálculo de la DTeO de 1200 mg O<sub>2</sub>/L; y a los valores reportados por Marbán (2006) y Gutiérrez (2005), se realizaron los estudios de remoción de nitrógeno en los sistemas para cada una de las configuraciones propuestas.

Es importante señalar que la alimentación para cada una de las configuraciones era constituida por soluciones sintéticas de alcanolaminas, descrita en el punto 3.1 del presente capítulo; en cada una de las configuraciones los principales parámetros fueron la concentración de la solución sintética conteniendo DEA, micronutrientes, pH y OD.

Otros parámetros que tienen una gran importancia en la actividad metabólica de los microorganismos son la temperatura, salinidad y sólidos suspendidos disueltos (SSD), entre otros. La temperatura ambiental durante la etapa experimental osciló entre los 12 y 25 ° C respectivamente.

Se emplearon periodos de 2 a 4 semanas para la adaptación de la biomasa en cada una de los sistemas propuestos para la remoción nitrógeno; una vez estabilizado que éstos fueron estudiados durante diferentes periodos de tiempo, los cuales se muestran en la Tabla 4.1.

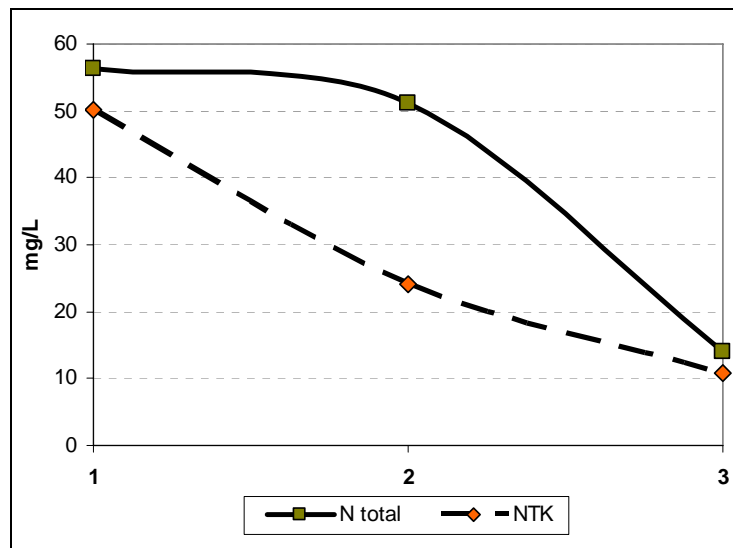
**Tabla 4.1.** Periodos de estudio para cada una de las configuraciones

CONFIGURACIÓN	SISTEMA	TIEMPO (d)
1	ANÓXICO/AEROBIO	26
2	ANÓXICO/AEROBIO (MODIFICADO)	10
3	BASADO EN "SINGLE-SLUDGE"	20
4	BASADO EN "LUDZACK-ETTINGER"	28

#### 4.2. PRIMERA CONFIGURACIÓN: SISTEMA ANÓXICO/AEROBIO

La primera configuración fue basado principalmente en un sistema de lodos activados, la Figura 4.1 muestra la remoción global de nitrógeno en términos del nitrógeno total (NT) y del nitrógeno total Kjeldahl (NTK); a la salida del reactor anóxico se tiene una remoción de NT de aproximadamente del 9 y 52 % respectivamente, mientras que a la salida del reactor aerobio hubo una remoción del 73 y del 55 % respectivamente para el NT y el NTK.

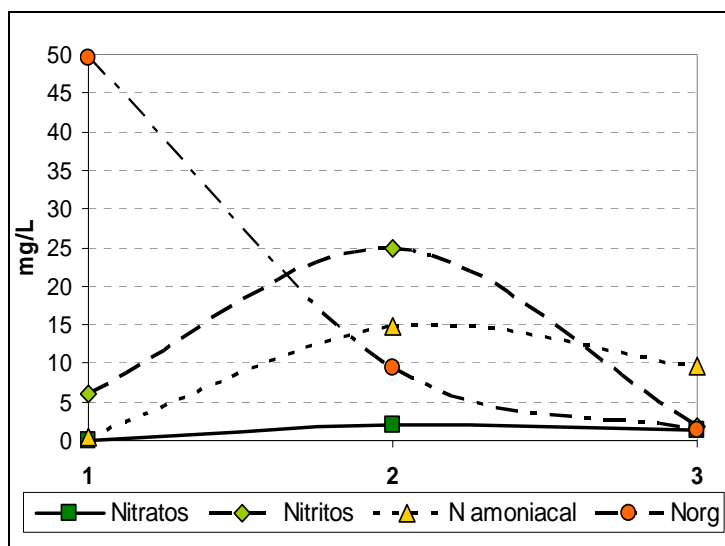
En la etapa anóxica no hay remoción en función del  $NO_3^-$ , lo que favorece la transformación del nitrógeno inorgánico (DEA) a especies asimilables por las bacterias; durante la etapa aerobia, las especies orgánicas son oxidadas por acción de las bacterias; esto se confirma con lo descrito por Thorkild (2002) en el capítulo 2 del libro "Sewer Process". Es importante destacar que la pérdida de NT en esta configuración fue aproximada de 39.2 mg/L (75 %), lo cual indico que el nitrógeno (DEA) fue transformado en compuestos nitrogenados gaseosos, como son  $N_2$ ,  $NO_2$  y  $NO$ .



1: Influyente      2: Efluente Reactor 1      3: Efluente Reactor 2

**Figura 4.1** Remoción del NT y de NTK

Las especies tales como el  $N_{org}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$  constituyen el NT; el comportamiento de cada una de las especies para esta configuración se muestra en la Figura 4.2.



1: Influyente      2: Efluente Reactor 1      3: Efluente Reactor 2

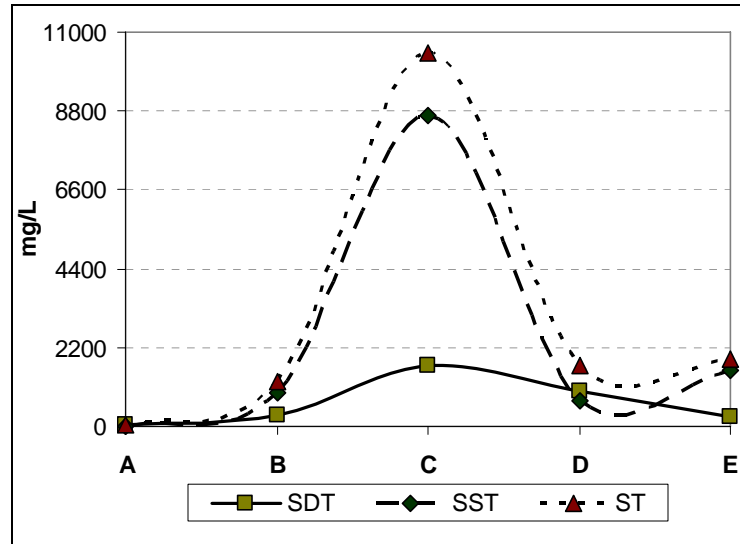
**Figura 4.2** Remoción de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitratos y nitritos

En este caso el  $N_{org}$  disminuyó a través de este sistema, favoreciendo de esta manera la formación de los  $NO_2^-$  y el  $NH_4^+$  a la salida del reactor anóxico, teniendo una remoción de  $N_{org}$  a la salida del reactor aerobio de estas especies del 35 % con respecto al influente alimentado al sistema. En la etapa anóxica el  $NO_2$  se transforma en  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$ ; una parte de éstos son oxidados durante la etapa aerobia.

La concentración promedio del NT fue de 12 mg/L en el efluente del sistema, en comparación con los límites máximos permisibles indicados en la NOM-001-ECOL-1996 (Anexo A8), se concluyó que el efluente se encuentra dentro de lo establecido para las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales en la norma antes mencionada.

Lo anterior se debe a que no se favoreció el proceso de desnitrificación en el sistema debido a que entre el reactor R1 y R2 se tiene una etapa de sedimentación intermedia, lo cual evita que las bacterias de ambos reactores se mezclen; lo cual impide que éstas se conviertan en bacterias facultativas. Las bacterias facultativas tienen la capacidad de promover la formación de compuestos gaseosos característicos para que se lleve a cabo la desnitrificación.

La concentración de la biomasa presente en el sistema se analizó en función de los ST, éstos fueron proporcionales a la tasa de respiración endógena; mientras que los SDT corresponden a las sales disueltas. En la Figura 4.3 se presenta la presencia de los sólidos presentes en el sistema; la etapa de separación es eficiente en el S2 con respecto al S1, en el cual se aprecia una acumulación excesiva de lodos superando la concentración de biomasa en el licor mezclado del R1.



A: Influyente      B: Reactor 1      C: Recirculación Reactor 1      D: Reactor 2      E: Recirculación Reactor 2

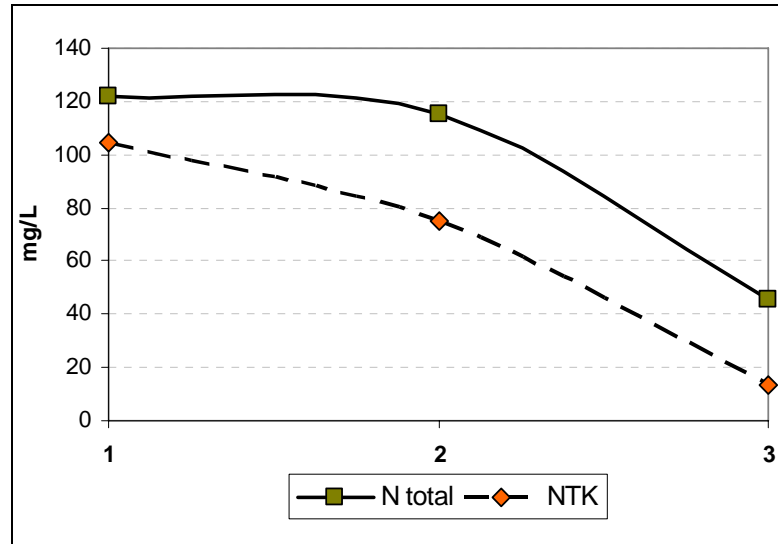
**Figura 4.3** Remoción de ST, SST y SDT

La cantidad de sólidos en el reactor anóxico fue menor en un 40 % a la cantidad de sólidos presentes en el reactor aerobio; lo cual se debe a que en el reactor anóxico la generación de nueva biomasa es menor con respecto al reactor aerobio. El incremento en los SST en el S1, depende de la actividad metabólica de las bacterias presentes en el sistema, lo cual se apreció en la cantidad de sales formadas y de los compuestos generados tales como son  $NO_2^-$  y  $NH_4^+$ .

#### 4.3. SEGUNDA CONFIGURACIÓN: SISTEMA ANÓXICO/AEROBIO (MODIFICADO)

La modificación en ésta configuración es la recirculación de aproximadamente el 30 % del clarificado proveniente del sedimentador S2 al reactor R1; la Figura 4.4 muestra la remoción global del nitrógeno, es decir que se puede analizar en términos de  $NT$  y  $NTK$ ; a

la salida del reactor R1 se obtuvo una remoción de NT de aproximadamente de 5 %, mientras que a la salida del reactor R2 se removió el 60 %. El NTK removido a la salida del reactor R1 fue del 28 % y éste presentó una menor remoción con respecto a la remoción en el R2, el cual fue del 82 % del influente alimentado.

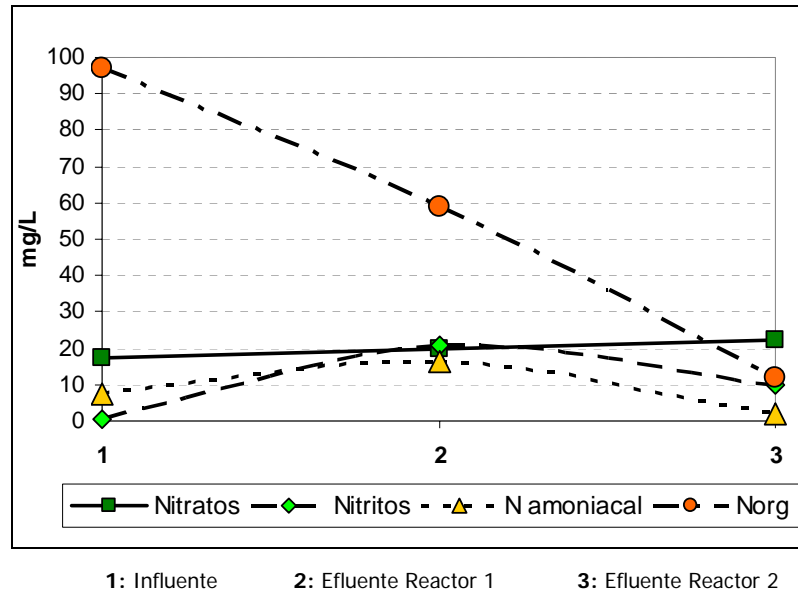


1: Influyente      2: Efluente Reactor 1      3: Efluente Reactor 2

**Figura 4.4** Remoción del NT y de NTK

El efecto de la recirculación en el R1 (anóxico) es contraproducente aunque favorece la transformación de la DEA en compuestos nitrogenados asimilables por los microorganismos y la acumulación de  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$  y  $NH_4^+$ ; mientras en el R2 (aerobio) se promueve una importante remoción del  $NH_4^+$ .

El comportamiento global de las especies presentes en el NT se muestran en la Figura 4.5, la remoción del NT fue de aproximadamente de 76 mg/L; a pesar de ello la concentración promedio del NT es de 45 mg/L en el efluente del sistema, en comparación con los límites máximos permisibles indicados en la NOM-001-ECOL-1996 (Anexo A8); con base en estos se determina que el efluente se encuentra por encima de los límites establecidos para las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales en la norma antes mencionada.



**Figura 4.5** Remoción de nitrógeno orgánico, amoniacal, nitratos y nitritos

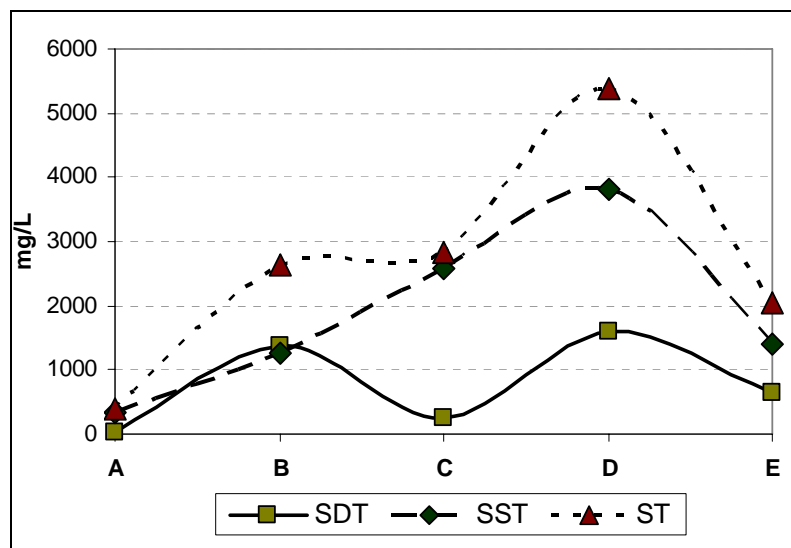
El  $N_{org}$  disminuye a través de este sistema; mientras que en el influente hay una conversión a  $NO_2^-$  en el influente del R1. en el efluente del sistema se apreció una remoción del 52 y 88 % respectivamente para el NT y  $NH_4^+$ ; lo anterior fue debido a que la desnitrificación es nula en el sistema por el efecto de la recirculación del clarificado, éste contiene sustancias que afectan el equilibrio del sistema, cabe recordar que entre el R1 y R2 hay una etapa de separación. Es importante indicar que la acumulación de  $NO_3^-$  en el sistema favorece la remoción del  $NH_4^+$  en el reactor R2 por acción de los microorganismos.

Los  $NO_3^-$  presentes en el sistema aumentaron en una proporción del 26 % con respecto al influente, esto se atribuye al efecto de la recirculación del efluente sobre el sistema; es importante destacar que la presencia de los  $NO_3^-$  favorece la transformación del nitrógeno inorgánico (DEA) a especies asimilables por las bacterias; durante la etapa aerobia las especies orgánicas son oxidadas por acción de las bacterias; esto se confirma por lo descrito por Thorkild (2002) en el capítulo 2 del libro "Sewer Process".

La cantidad de los sólidos (ST, SST, SDT) presentes en el sistema se muestra en la Figura 4.6; la presencia de estos fue mínima en el influente con respecto al resto del



sistema, lo que indica que la etapa de separación es eficiente en los S1 y S2. Es importante destacar que la generación de biomasa en el sistema se encuentra en función de los ST y es proporcional a la tasa de respiración endógena de los microorganismos; los SDT son las sales disueltas en el sistema.



A: Influyente    B: Reactor 1    C: Recirculación Reactor 1    D: Reactor 2    E: Recirculación Reactor 2

**Figura 4.6** Remoción de ST, SST y SDT

La cantidad de sólidos presentes en el R1 fue menor que en el R2, lo cual se puede asociar a que la biomasa se genera en mayor proporción en el reactor aerobio (R2) que con respecto al anóxico, debido a las diferentes condiciones a las cuales son expuestos los microorganismos; la recirculación de los lodos en el R2 promueve el incremento en la cantidad de ST en el sistema, lo cual depende de la cantidad de sales formadas y de los compuestos generados por las actividad bacteriana en el sistema.

#### 4.4. TERCERA CONFIGURACIÓN: SISTEMA BASADO EN "SINGLE-SLUDGE"

En éste sistema se elimina la etapa intermedia de sedimentación con la finalidad de promover que las bacterias se conviertan en microorganismos facultativos, capaces de acoplarse a condiciones aerobias y anóxicas; de acuerdo a lo antes mencionado los resultados obtenidos fueron analizados de manera global ya que no se contaba con una etapa intermedia para la toma de muestras, debido a la configuración de los sistemas propuestos.

En esta configuración se cambió el orden de los reactores y el comportamiento de este sistema en la remoción de las distintas especies del nitrógeno descrito en términos de  $NT$  y  $NTK$ ; en la Tabla 4.2 se presenta el comportamiento de la remoción de nitrógeno a la salida del sistema, en donde destaca una remoción de  $NT$  del 55% y del 84% de  $NTK$  en el efluente del sistema.

**Tabla 4.2.** Remoción del  $NT$  y de  $NTK$

PARÁMETRO	UNIDADES	$N_{TOTAL}$	$NTK$	$N_{ORG}$
$C_{INICIAL}$	mg/L	70.69	53.61	53.46
$C_{FINAL}$	mg/L	32.02	8.65	1.12
% Degr	%	55	84	97.90
$\Delta C$	mg/L	38.67	44.96	52.34
Coef. de Degr.	mg N/mg B	0.42	0.49	0.57

Por acción de los microorganismos presentes en el sistema la DEA es transformada en especies químicas asimilables.

En la presente configuración la pérdida de  $NT$  es de aproximadamente de 39 mg/L, con base en los resultados se obtuvieron los coeficientes de degradación es decir que por cada mg de biomasa se removi6 un promedio de 0.42 mg de  $NT$  y 0.49 mg de  $NTK$ ; lo cual nos permite asumir que la pérdida de nitr6geno del sistema se debio a la formaci6n de compuestos nitrogenados gaseosos.

La concentraci6n promedio de  $NT$  en el sistema, en comparaci6n con los limites m6ximos indicados en la NOM-001-ECOL-1996 (Anexo 8), se determin6 que el efluente present6 una mayor concentraci6n a lo establecido para las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales en la norma antes mencionada.

En tanto el  $N_{org}$  disminuye en un 98 % y el coeficiente de remoci6n por cada gramo de biomasa se remueve un promedio de 0.57 de  $N_{org}$ . En cambio la remoci6n del nitr6geno presente en el sistema se present6 en funci6n del comportamiento de sus distintos constituyentes. En la Tabla 4.3 se muestran los resultados obtenidos en la generaci6n de  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$  en el sistema, es decir que se present6 un incremento en la

concentración del influente del reactor R2 en los compuestos nitrogenados antes mencionados.

La concentración  $NH_4^+$  incremento aproximadamente en 7.38 mg/L, el cual corresponde a un incremento superior al 5,000%; mientras tanto los  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$ , éstos incrementaron aproximadamente 203 y 279 % respectivamente.

Lo anterior confirmar la conversión de especies partiendo partir de la DEA (nitrógeno inorgánico) pasando por a  $N_{org}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$ , hasta la pérdida de compuestos nitrogenados gaseosos en el sistema.

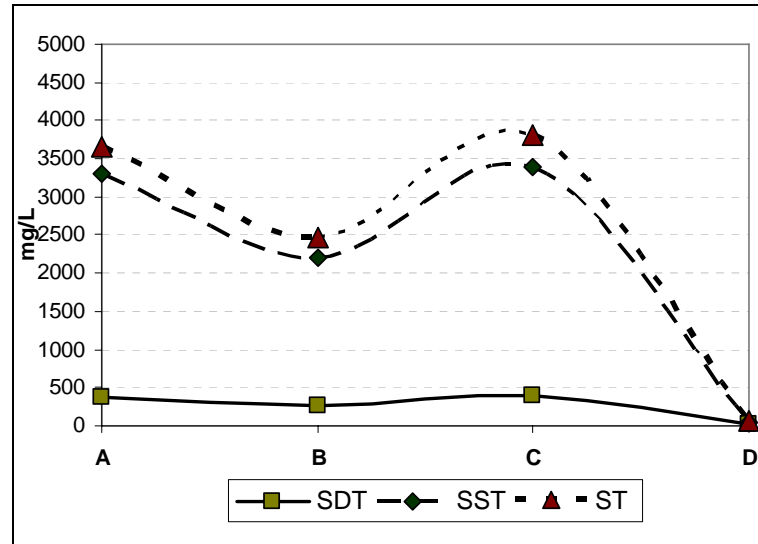
**Tabla 4.3.** Formación de  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$ .

PARÁMETRO	UNIDADES	$NH_4^+$	$NO_3^-$	$NO_2^-$
C INICIAL	mg/L	0.15	0.36	2.03
C FINAL	mg/L	7.53	0.74	5.65
% Degr	%	5022	203.45	279.01
$\Delta$ C	mg/L	-7.38	-0.38	-3.63
Coef. de Gen.	mg N/mg B	-0.08	-0.005	-0.05

La remoción de nitrógeno en el influente del reactor R2 con respecto al efluente, muestra que en este sistema favoreció la nitrificación debido a que la biomasa es aprovechada por los organismos facultativos presentes, dichas condiciones obliga a los organismos a acoplarse a las condiciones de cada uno de los reactores. Sin embargo en la presente configuración no se favoreció una adecuada desnitrificación debido a al orden de las etapas; afectando el equilibrio en el sistema, pero favoreciendo la formación de  $NO_2^-$  y de  $NH_4^+$  en el R2 por acción de los microorganismos nitrificantes.

El promedio global en la cantidad de los sólidos presentes en el sistema se aprecia en la Figura 4.7; los sólidos en el reactor aerobio (R1) fue mayor a la cantidad de sólidos en el reactor anóxico (R2); es importante destacar que la generación de biomasa en el sistema se encuentra en función de los ST y es proporcional a la tasa de respiración endógena, los SDT son las sales disueltas en el sistema.

La recirculación de los lodos en el sistema fue mayor debido a la concentración del licor mezclado en el S1; la cantidad de sólidos contenidos en el efluente fue poco significativa con respecto a los demás puntos de muestreo, en lo que se puede deducir que la etapa de separación fue eficiente en el sedimentador.



A: Reactor 1      B: Reactor 2      C: Recirculación de Lodos      D: Efluente

**Figura 4.7** Remoción de ST, SST y SDT

#### 4.5. CUARTA CONFIGURACIÓN: SISTEMA BASADO EN “LUDZACK-ETTINGER”

En esta configuración se cambió el orden de los reactores y la etapa intermedia de sedimentación, quedando la etapa anóxica seguida de la aerobia; a continuación en la Tabla 4.4 se muestran los datos obtenidos en la remoción de las distintas especies nitrógenadas presentes en el sistema.

La remoción en el efluente en términos de  $NT$  y  $NTK$  es del 68% y del 79 % respectivamente, recordemos que  $NTK$  está constituido principalmente por  $N_{org}$ , por ello éste último presenta el mismo comportamiento para este sistema con una remoción aproximada del 22 %.

Tabla 4.4. Remoción del NT y de NTK

PARÁMETRO	UNIDADES	N <sub>TOTAL</sub>	NTK	N <sub>ORG</sub>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
C <sub>INICIAL</sub>	mg/L	54.35	51.96	42.38	9.58
C <sub>FINAL</sub>	mg/L	17.35	10.96	3.45	7.51
% Degr	%	68.08	78.91	91.86	21.60
Δ C	mg/L	37.00	41.00	38.93	2.07
Coef. de Degr.	mg N/mg B	0.47	0.52	0.49	0.03

La pérdida de NT fue de 37 mg/L en el influente, con lo que se confirmó que el nitrógeno fue transformado en compuestos gaseosos; la concentración promedio de NT en el sistema en el efluente fue de 17.5 mg/L y en comparación con los límites máximos indicados en la NOM-001-ECOL-1996 (Anexo 8), se determinó que el efluente presenta una concentración menor a lo establecido para las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales en la norma antes mencionada.

Con base en los resultados se obtuvieron los coeficientes de degradación, es decir, por cada mg de biomasa se removió un promedio de 0.7 mg de NT, 0.52 mg de NTK, 0.49 mg N<sub>org</sub> y 0.03 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, con base en ello, permite asumir que la pérdida de nitrógeno del sistema se debe a la formación de compuestos nitrogenados gaseosos. En tanto la remoción alcanzada para el N<sub>org</sub> es del 98 % y el coeficiente de remoción por cada gramo de biomasa se remueve un promedio de 0.57 de N<sub>org</sub>.

En cambio la remoción del nitrógeno presente en el sistema se presentó en función del comportamiento de sus distintos constituyentes, en la Tabla 4.5 se presenta la generación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NO<sub>2</sub><sup>-</sup>.

Es decir, que durante los procesos metabólicos de los microorganismos presentes incrementó la concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en el influente del reactor R2 en un 203 y 279 % respectivamente.

**Tabla 4.5.** Formación de  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$ .

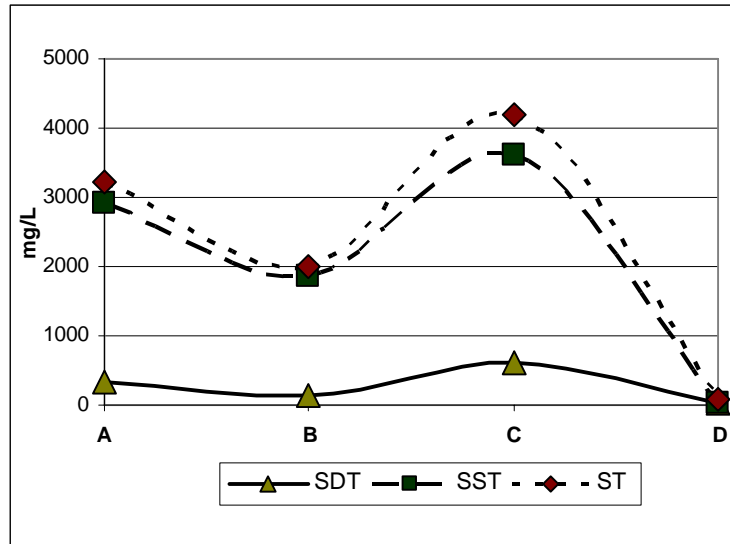
PARÁMETRO	UNIDADES	$NO_3^-$	$NO_2^-$
$C_{INICIAL}$	mg/L	0.36	2.03
$C_{FINAL}$	mg/L	0.74	5.65
% Degr	%	203.45	279.01
$\Delta C$	mg/L	-0.38	-3.63
Coef. de Gen.	mg N/mg B	0.00	-0.05

Con base en los resultados obtenidos se confirmó la conversión de especies partiendo desde la DEA (nitrógeno inorgánico) pasando por  $N_{org}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$  y  $NO_2^-$ , hasta la pérdida de compuestos nitrogenados gaseosos en el sistema.

De acuerdo a la remoción obtenida para el  $N_{org}$ , se pudo confirmar que se favoreció la transformación de  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$  y el  $NH_4^+$  en el influente del R2; es decir que, se aprecia que fueron favorecidos los procesos de desnitrificación y nitrificación, en los reactores anóxico y aerobio respectivamente debido a la actividad de los microorganismos facultativos, obligándolos a acoplarse de acuerdo a las condiciones de cada uno de los reactores.

En este caso el efecto del equilibrio del sistema es menor, debido a que se favoreció una baja conversión de  $NO_2^-$  con respecto al  $NH_4^+$ ; éste último se encontró en mayor proporción con respecto al primero, lo cual favorece ambos procesos de desnitrificación y nitrificación en el sistema.

El promedio global en la cantidad de los sólidos presentes en el sistema se aprecia en la Figura 4.8. Los sólidos en el reactor anóxico (R1) fueron mayores a la cantidad de sólidos en el reactor aerobio (R2), esto se debió a que los lodos recirculados compensan la generación de biomasa en el R1 por lo que se mostró una mayor concentración de biomasa en el reactor R1 con respecto al R2.



A: Reactor 1    B: Reactor 2    C: Recirculación de Lodos    D: Efluente

**Figura 4.8** Remoción de ST, SST y SDT

Es importante destacar que la generación de biomasa en el sistema se encontró en función de los ST y fue proporcional a la tasa de respiración endógena. Los SDT fueron sales disueltas en el sistema, es decir, que la producción de biomasa anóxica es 19 veces menor que en la aerobia de acuerdo a lo reportado por Romero (1999). La mayor concentración de lodos se encuentra en la etapa de sedimentación por lo tanto los ST en el efluente son poco significativos.

La recirculación de los lodos en el sistema fue mayor por la concentración de la biomasa en el sedimentador y en contraste la cantidad de sólidos contenidos en el efluente es poco significativa con respecto a los demás puntos de muestreo.

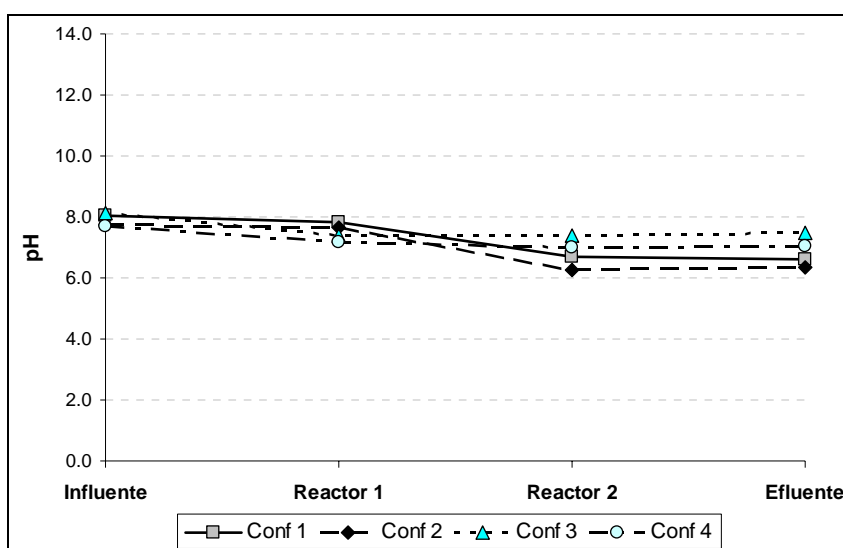
#### 4.6. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Durante el presente trabajo se analizaron distintas opciones para la depuración biológica de soluciones sintéticas de alcanolaminas, para ello se simuló un efluente de aminos gastadas provenientes de procesos de endulzamiento; el cual contenía una concentración aproximada de 560 mg de DEA/L; para ello fue conveniente la adaptación de la biomasa para la remoción de compuestos nitrogenados, los periodos oscilaron entre 2 y 4 semanas en cada una de las configuraciones propuestas.

#### 4.6.1. IMPORTANCIA DE LAS CONDICIONES EXPERIMENTALES

##### 4.6.1.1. pH

Es uno de los principales factores en los sistemas biológicos ya que afecta directamente la actividad metabólica de los microorganismos, el equilibrio ácido-base del sistema (Segura, 2007), por estas razones el pH debe de mantenerse entre 6.5 y 8.0 unidades de pH de acuerdo a lo reportado por Ferreira (2000), Ramalho(1999), Rao y *et al* (1997); la Figura 4.9 se muestra el pH promedio para cada una de las configuraciones.



**Figura 4.9** Comportamiento del pH en las configuraciones propuestas

Es importante señalar que la DEA en disolución alcanza un valor aproximado de 10 unidades de pH; para fines de este trabajo experimental se añadió una solución amortiguadora de pH (amortiguador de fosfatos), como se describió en el punto 3.1.

El pH durante el desarrollo experimental el influente se mantuvo entre 7.5 a 8.0 unidades de pH. La variación del pH en el efluente de los reactores anóxicos es poco significativa esta ligera disminución se asocia a los procesos metabólicos en los cuales se favorece la formación de compuestos ácidos orgánicos mediante el proceso es llamado fermentación metánica (Ramalho, 1996), siendo estos compuestos intermedios en la asimilación de compuestos nitrogenados, lo cual coincide con la ruta metabólica presentada por Marín (2003).

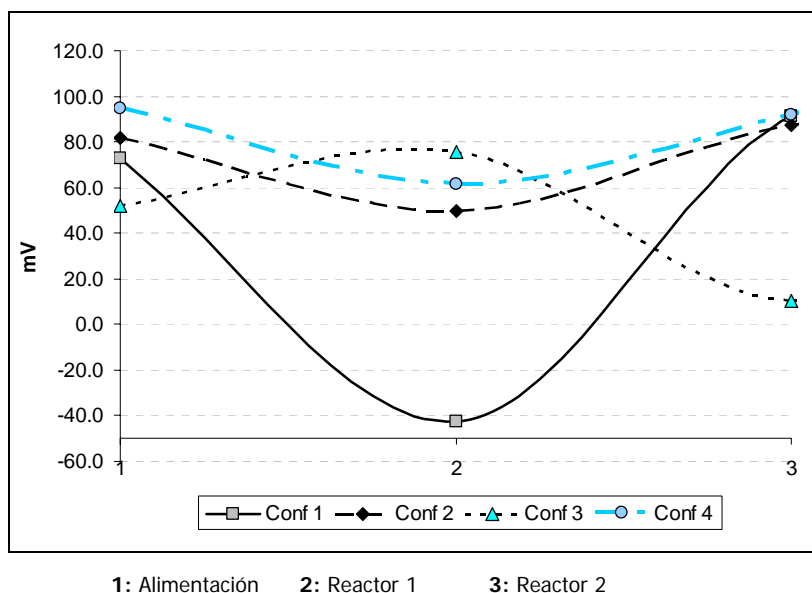


Durante los periodos de adaptación de la biomasa el pH juega un papel fundamental para acelerar el proceso de estabilización en cada una de las diferentes configuraciones.

Considerando que las soluciones de amina presentaba un pH básico, fue importante el control del pH durante el periodo de adaptación; debido a que el pH puede afectar la actividad enzimática de los microorganismos ya que afecta el equilibrio ácido-base, lo cual disminuye la actividad metabólica en las células.

#### 4.6.1.2. POTENCIAL REDOX

El potencial redox (ORP) muestra la capacidad de óxido-reducción del sistema, principalmente por las condiciones químicas y bioquímicas, por la acción de las funciones metabólicas de los microorganismos e indica los requerimientos energéticos del sistema, en la Figura 4.10 se aprecia el comportamiento general para cada una de las configuraciones.



**Figura 4.10** Comportamiento del ORP en las configuraciones propuestas

En un ambiente anóxico presentó un potencial de Redox con valores negativos y de acuerdo a lo reportado por Grant, *et al.* (1989) la desnitrificación se favorece entre los valores de  $-200$  mV, sin embargo también puede ocurrir entre  $-50$  a  $50$  mV (Grant, *et al.* 1989., Akin, *et al.* 2005); los valores obtenidos en las distintas configuraciones se encontro entre los  $-42.4$  a  $61.3$  mV y con base a la figura antes

---

presentada se puede afirmar que los reactores R1 de la 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> y el R2 de la 3<sup>a</sup> configuraciones presentaron un comportamiento anóxico. Es decir que se redujo la MO utilizando compuestos diferentes al O<sub>2</sub> como aceptor de electrones, como son los NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y los NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

En condiciones aerobias la nitrificación se favoreció a valores entre 50 a 152 mV (Grant, *et al.* 1989., Akin, *et al.* 2005). Los resultados obtenidos durante la etapa experimental fue de 76 a 92 mV, ello permite afirmar que los reactores R1 de la 3<sup>a</sup>, R2 de la 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> configuraciones presentaron un comportamiento característico de los sistemas aerobios.

Cabe señalar que para las 2<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> configuraciones en los reactores aerobios se obtuvieron valores menores de ORP a los reportados en la literatura y en los anóxicos valores mayores de ORP; lo cual se puede atribuir al efecto de la recirculación de clarificado en la 2<sup>a</sup> configuración, mientras en la 3<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> configuración se debe a la aclimatación de los microorganismos facultativos cuando pasan de un reactor a otro o bien a la etapa de sedimentación.

En el R1 de la 2<sup>a</sup>, 4<sup>a</sup> y en el R2 de la 3<sup>a</sup> configuraciones se presentó una reducción parcial y una oxidación debida a las condiciones del medio lo cual se ve reflejado en los valores de ORP obtenidos. En un ambiente reductor se promovió la formación de compuestos gaseosos como son el N<sub>2</sub>, lo cual implicó una pérdida significativa de nitrógeno en el sistema.

En contraste los reactores R2 de la 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup>, 4<sup>a</sup> y la R1 de la 3<sup>a</sup> configuraciones presentaron un ambiente en condiciones aerobias, en el que se presentó un potencial de Redox con valores positivos, donde fue oxidada la MO utilizando al O<sub>2</sub> como aceptor de electrones; como se apreció en los reactores antes mencionados, se presentó una oxidación debida a las condiciones del medio y ello se reflejó en los valores de ORP obtenidos. En un ambiente oxidante se promovió la formación de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Cabe destacar que en las 2<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> configuraciones tanto en los reactores anóxicos presentaron valores de ORP mayores a los reportados en la literatura y en los aerobios los valores fueron inferiores, en la 2<sup>a</sup> configuración se atribuyó principalmente al efecto de la recirculación clarificado al R1, mientras en las 3<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> configuraciones se debió a la aclimatación de los microorganismos facultativos cuando pasan de un reactor a otro.

Es necesaria la presencia de MO en los reactores aerobios y anóxicos, ya que eran la fuente del carbono necesaria para la formación de nuevos microorganismos en el sistema; es decir, la biomasa heterotrófica presente en el sistema favoreció los procesos catabólicos, los cuales proporcionaron la energía necesaria para la producción de nuevas bacterias.

#### 4.6.1.3. OXÍGENO DISUELTO (OD)

El OD es un parámetro de control importante, el cual fue operado y verificado para promover las funciones metabólicas de los microorganismos tanto en condiciones aerobias y anaerobias en cada uno de los sistemas, en la Figura 4.11 muestra el promedio de operación de OD para cada una de las configuraciones.

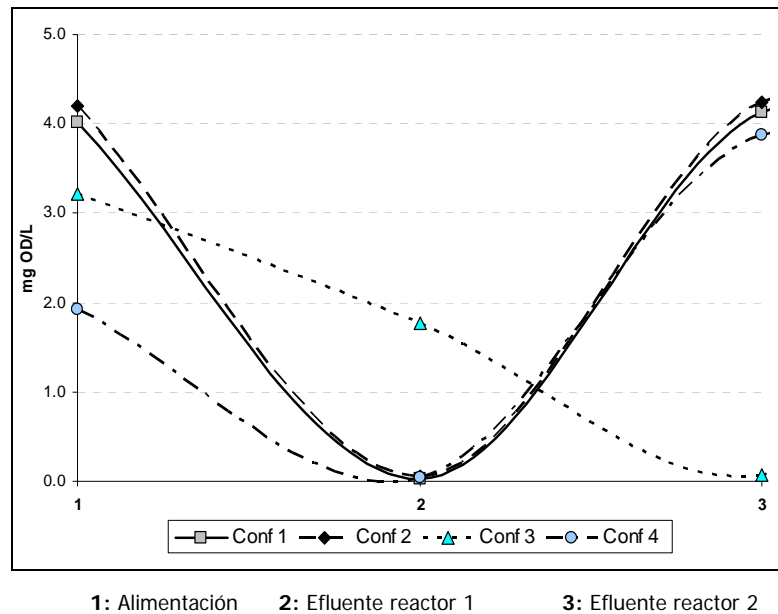


Figura 4.11 Oxígeno disuelto

A bajas concentraciones entre 0.35 a 0.5 mg/L de OD reportadas por Lemaire y *et al* (2006) en sus estudios para la identificación de las causada de acumulación de N<sub>2</sub>O en sistemas Batch, esto confirmo que las condiciones controladas en las cuales se realizó el presente trabajo favoreció la actividad metabólica de las bacterias en condiciones anóxicas. Mientras en concentraciones entre los 1.7 a 5.7 mg OD /L se favoreció la actividad metabólica aerobia de las bacterias (Ruiz, *et al.* 2005; Rao, *et al.* 1997).

En la 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> configuraciones en el R1 y en la 3<sup>a</sup> configuración del R2 se presentaron valores inferiores a 0.03 mg/L de OD lo cual favorecieron las condiciones anóxicas; mientras que la 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> configuraciones en el R2 y en la 3<sup>a</sup> configuración del R1 se obtuvieron valores entre 2 - 4 mg/L de OD lo cual es indicativo de condiciones aerobias.

#### 4.6.1.4. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La DQO es el volumen de oxígeno requerido para oxidar la fracción de MO presente en una muestra y fue aproximadamente el 83 % de la DTeO (Ramalho, 1996). Es uno de los principales parámetros para cuantificar la remoción, a continuación en la Tabla 4.6 se muestran los valores promedio de DQO para cada una de las configuraciones propuestas.

**Tabla 4.6.** Comparación en términos de remoción de DQO cada una de las configuraciones

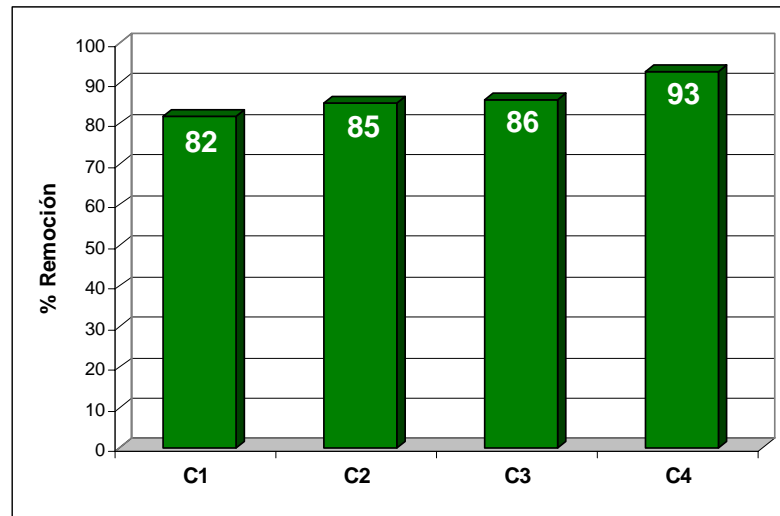
PARÁMETRO	CONFIGURACIÓN									
	1 <sup>a</sup>			2 <sup>a</sup>			3 <sup>a</sup>		4 <sup>a</sup>	
	I	E1	E2	I	E1	E2	I	E	I	E
DQO (mg/L)	558	498	101	513	293	76	715	99	704	52
% Degradación parcial	----	11	80	----	43	74	----		----	
% Degradación total	82			85			86		93	
Coefficiente de remoción	16.53			5.19			6.71		8.20	

I : Influyente    E : Efluente    E1 : Efluente reactor 1    E2 : Efluente reactor 2

En la 1<sup>a</sup> y 2<sup>a</sup> configuraciones en el reactor anóxico presentan una remoción en términos de DQO de 11 % y 43 % respectivamente, debido a que en esta etapa el nitrógeno inorgánico se transformo principalmente en nitrógeno amoniacal. En las 3<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> configuración no se analizó la etapa intermedia ya que los reactores R1 y R2 se encontraban comunicados y no existe una etapa intermedia.

Fue conveniente analizar el coeficiente de remoción de DQO en las dos últimas configuraciones; en donde, por cada mg de biomasa presente fueron removidos entre 6.71 y 8.20 mg de DQO en la 3ª y 4ª configuraciones.

En la Figura 4.12 se representa un esquema del por ciento de remoción global en términos de DQO en cada una de las 4 configuraciones. Este parámetro se relaciona la biodegradabilidad de la DEA con el periodo de acondicionamiento de la biomasa en la remoción de un compuesto inorgánico como la DEA; los resultados obtenidos dependen de la configuración empleada, condiciones de operación, temperatura y el OD.



C1: Primera configuración    C2: Segunda configuración    C3: Tercera configuración    C4: Cuarta configuración

**Figura 4.12** % de Remoción de DQO

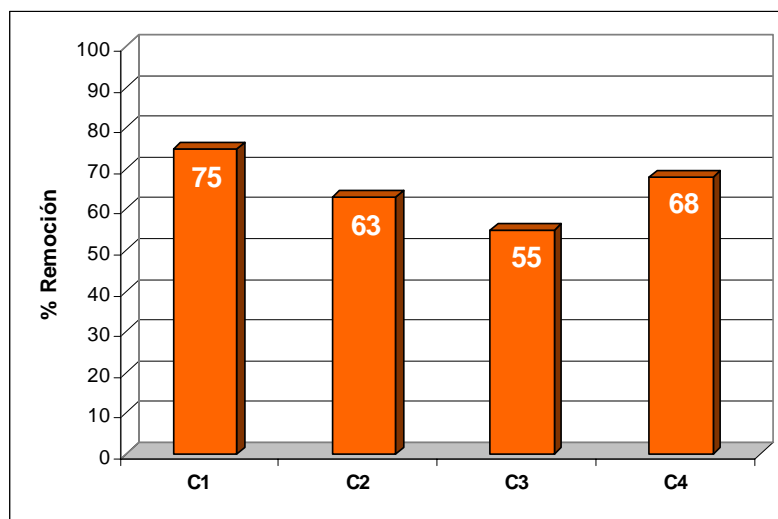
En la Tabla 4.7 se presenta un resumen de los resultados obtenidos para las cuatro configuraciones en la remoción de DQO, en términos generales la remoción de DQO se encuentra entre el 82 y 93 %; Arrojo y *et al.* (2004) reportaron resultados similares donde la carga inicial de DQO fue de aproximadamente 700 mg/L y alcanzan una remoción promedio del 70 %.

**Tabla 4.7.** Periodos de estudio para cada una de las configuraciones

Configuración		1	2	3	4
DQO <sub>ALIMENTACIÓN</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	558	513	715	704
DQO <sub>EFLUENTE</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	101	76	99	52
REMOCIÓN	%	82	85	86	93

#### 4.6.1.5. NITRÓGENO TOTAL

El NT no se puede cuantificar directamente, por esta razón se dió seguimiento a las distintas especies químicas que lo constituyen; es decir que es la suma de todas las especies de nitrógeno presentes en el sistema NTK ( $N_{\text{ORG}}$  y  $NH_4^+$ ),  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ , las figuras 4.13 y 4.14 muestran de manera general la remoción del nitrógeno total en el sistema de este modo analizó de manera global la remoción de cada sistema.

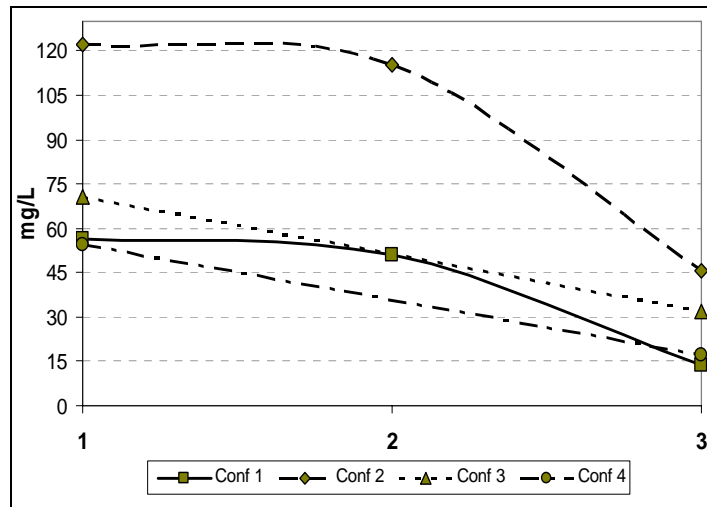


C1: Primera configuración    C2: Segunda configuración    C3: Tercera configuración    C4: Cuarta configuración

**Figura 4.13** % de Remoción de NT

Entre las cuales destacaron la 1ª y 4ª configuraciones, ya que presentaron una remoción del 75 y 68% respectivamente para una carga de NT aproximada de 50 mg/L en el influente para estas configuraciones; los resultados obtenidos son inferiores a los reportados por Arrojo, *et al.* (2004) y Ferreira (2000).

En dichos trabajos se manejo una carga de NT de aproximadamente 70 mg/L, de compuestos nitrogenados orgánicos alcanzando una remoción del 80%.



1: Alimentación                      2: Efluente reactor 1                      3: Efluente reactor 2

**Figura 4.14** Remoción de NT

La Tabla 4.8 muestra los resultados obtenidos en la remoción de NT, donde la segunda configuración presento una mayor concentración de NT debido a la recirculación del 30 % del efluente al primer reactor R1; en cambio la 1ª configuración presentó una mayor remoción de NT.

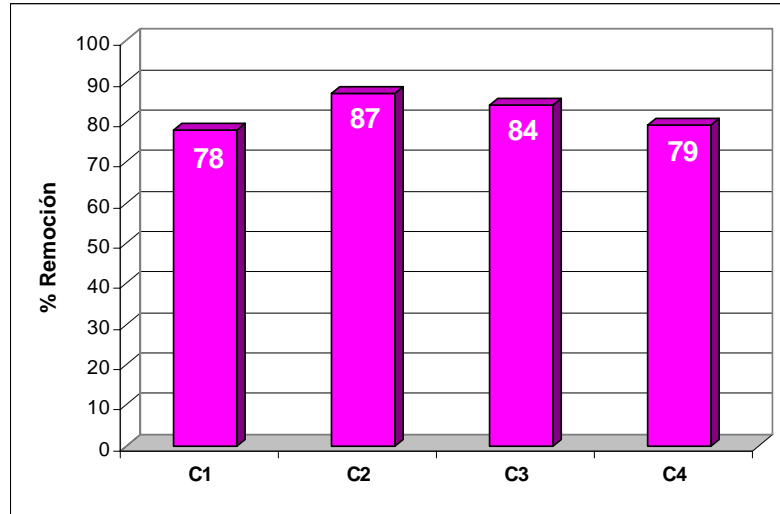
**Tabla 4.8.** Comparación en términos de remoción de NT cada una de las configuraciones

PARÁMETRO	CONFIGURACIÓN									
	1a.			2a.			3a.		4a.	
	I	E1	E2	I	E1	E2	I	E	I	E
NT (mg/L)	56.2	51.3	13.9	122.1	115.5	45.7	70.7	32.0	54.3	17.3
% Degradación parcial	9		73	5.4		60	----		----	
% Degradación total	75			63			55		68	
Coef. de degr.	1.53			0.91			0.42		0.47	

I : Influyente    E : Efluente    E1 : Efluente reactor 1    E2 : Efluente reactor 2

#### 4.6.1.5.1 NITRÓGENO KJELDHAL (NTK)

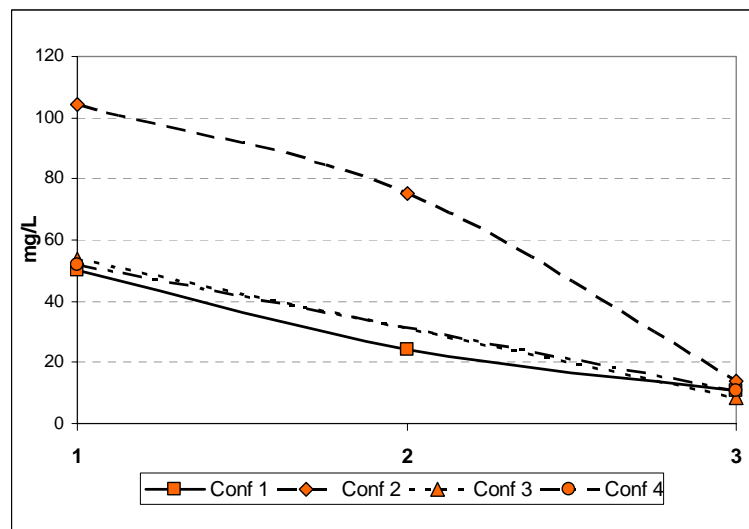
El NTK se constituye de  $NH_4^+$  y  $N_{org}$ , la remoción alcanzada por cada una de las configuraciones se representa en las figura 4.15 y 4.16. Los sistemas que presentan las mejores remociones son la 2ª y 3ª configuraciones con el 87 y 84 % respectivamente.



C1: Primera configuración    C2: Segunda configuración    C3: Tercera configuración    C4: Cuarta configuración

**Figura 4.15** % de Remoción de NTK

En los sistemas de tratamiento de aguas residuales el  $NH_4^+$  tiene un papel importante debido a que es un compuesto intermediario y procede a la amonificación del nitrógeno orgánico, una parte de esta es asimilada por los microorganismos presentes o bien en condiciones aerobias es transformada por medio de la nitrificación en  $NO_3^-$  (Rozano, promedio *et al.* 1995).



1: Alimentación    2: Efluente reactor 1    3: Efluente reactor 2

**Figura 4.16** Remoción de NTK



En la Tabla 4.9 se presentan los resultados obtenidos en cada una de las configuraciones para la remoción de NTK; en donde se presenta la concentración en el influente de NTK para la 2ª configuración es de aproximadamente 102 mg/L de los cuales 98 mg/L corresponden a  $N_{org}$ , debida a la recirculación del 30 % del efluente al reactor R1, ello favoreció la formación de  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ . En este sistema no se favoreció el proceso de desnitrificación del medio, lo que incrementa la acumulación de  $NO_2^-$  en el sistema.

En la 3ª configuración la concentración promedio del NTK fue de 54 mg/L, lo cual corresponde en casi en su totalidad a  $NH_4^+$ , éste favorece la conversión a  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ , pero a diferencia del caso anterior en este sistema favorece la desnitrificación del medio.

**Tabla 4.9.** Comparación en términos de remoción de NTK cada una de las configuraciones

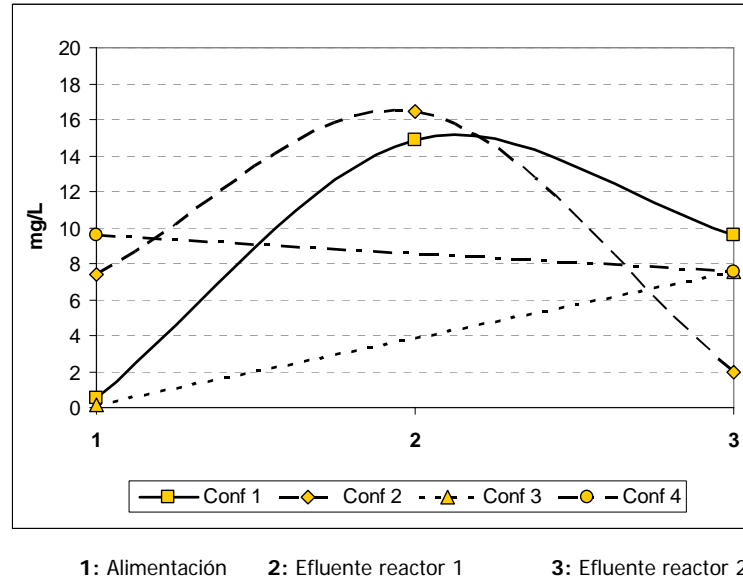
PARÁMETRO	CONFIGURACIÓN									
	1ª			2ª			3ª		4ª	
	I	E1	E2	I	E1	E2	I	E	I	E
NTK (mg/L)	50.1	24.2	10.9	104.1	75.2	13.7	53.6	8.7	51.9	10.9
% Degradación parcial	52		55	28		82	----		----	
% Degradación total	78			87			84		79	

I : Influyente    E : Efluente    E1 : Efluente reactor 1    E2 : Efluente reactor 2

#### 4.6.1.5.1.1 NITRÓGENO AMONIACAL ( $NH_4^+$ )

En los sistemas de tratamiento de agua residual juega un papel fundamental en los procesos de nitrificación y desnitrificación. La Figura 4.17 muestra la cantidad de  $NH_4^+$  removido en cada configuración, las 1ª y 2ª configuraciones presentaron una conversión de la DEA a  $NH_4^+$ , por acción de los microorganismos presentes en el sistema.

Es importante recordar que las 3ª y 4ª configuraciones no se cuenta con un punto intermedio de muestreo por lo cual no se pudo corroborar que presentarán el mismo comportamiento que las 1ª y 2ª configuraciones.



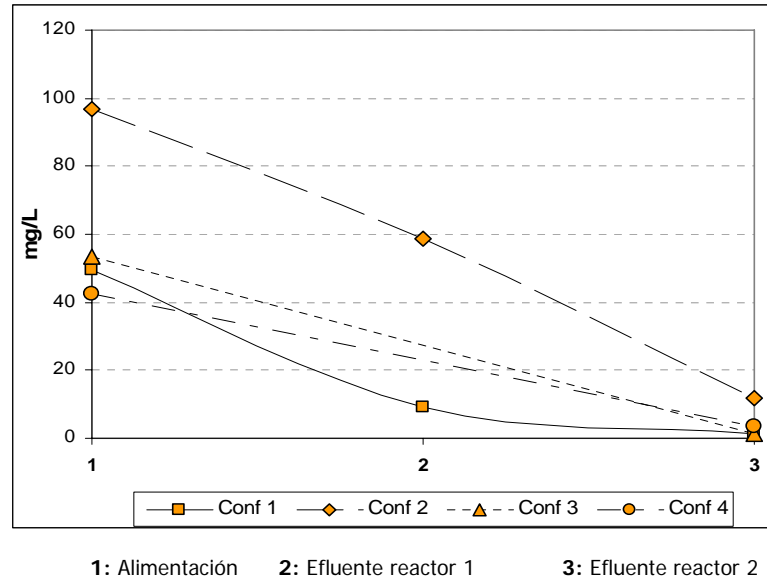
**Figura 4.17** Remoción de nitrógeno amoniacal

En la 3<sup>a</sup> configuración la concentración de  $NH_4^+$  se incremento de manera considerada, con lo que nos muestra que la desnitrificación es parcial; en cambio en la 4<sup>a</sup> configuración promueve la formación y transformación de  $NH_4^+$ , éste favoreció la conversión a  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ , pero en este caso el sistema favoreció una desnitrificación eficiente del medio.

#### 4.6.1.5.1.2 NITRÓGENO ORGÁNICO ( $N_{ORG}$ )

El nitrógeno inorgánico que constituye la DEA se transformó en primera instancia en  $N_{ORG}$  el cual es degradado por bacterias nitrificantes en condiciones aerobias.

En la Figura 4.18 se muestra que para todas las configuraciones se presenta una remoción significativa, la cual es promovida por la acción de las bacterias nitrificantes en el sistema, en este caso se tiene que la mejor remoción es del 97 % en la 3<sup>a</sup> configuración.

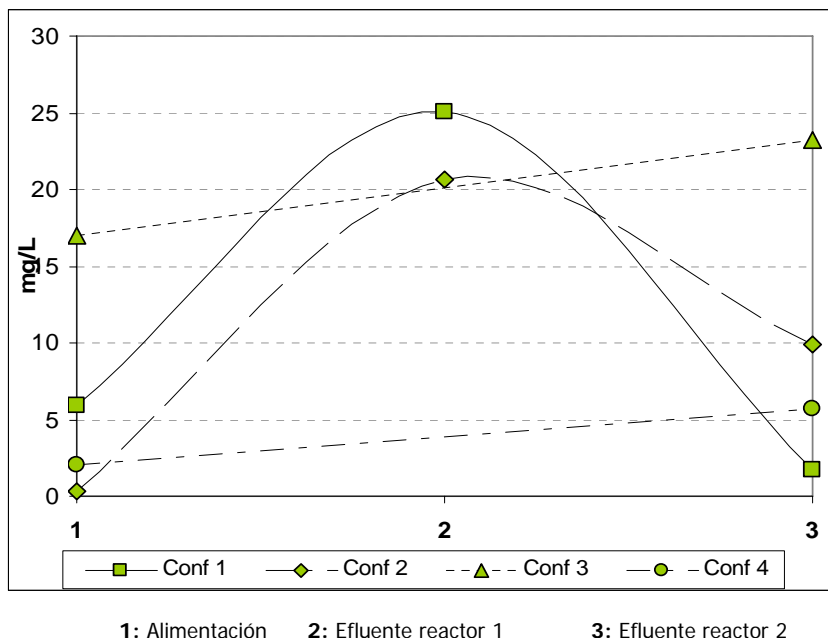


**Figura 4.18** Remoción de nitrógeno orgánico

El  $N_{org}$  esta constituido por nitrógeno un 12 % que corresponde a nitrógeno inerte y el restante 88% a nitrógeno degradable (Rozano,1995), en los resultados obtenidos se aprecia que en cada configuración se presentó una remoción entre el 80 y 97 %, esto representa que el  $N_{org}$  es transformado a  $NH_4^+$ , y este a su vez es transformado en  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ . Es importante analizar lo que sucede con estos últimos para poder determinar lo que sucedió en cada uno de los sistemas.

#### 4.6.1.6. NITRITOS ( $NO_2^-$ )

Los nitritos juegan un papel importante entre la nitrificación y desnitrificación, es recomendable que acumulación de  $NO_2^-$  se encuentre entre 0.7 - 1.4 mg/L de  $NO_2^-$  en el sistema, para evitar que disminuya la concentración de OD y afecte la actividad metabólica de los microorganismos (Ruiz, *et al.* 2005). La Figura 4.19 muestra la cantidad de  $NO_2^-$  formado durante la etapa intermedia del sistema, en donde actúa como intermediario en la oxidación del  $NH_4^+$  a  $NO_3^-$ , el primero representa al proceso de nitrificación y en la segunda a la reducción del  $NO_3^-$  a  $NO_2^-$ . Posteriormente éstos últimos fueron transformados en compuestos gaseosos como son el NO,  $NO_2$  y  $N_2$ , lo cual constituye la desnitrificación del sistema.



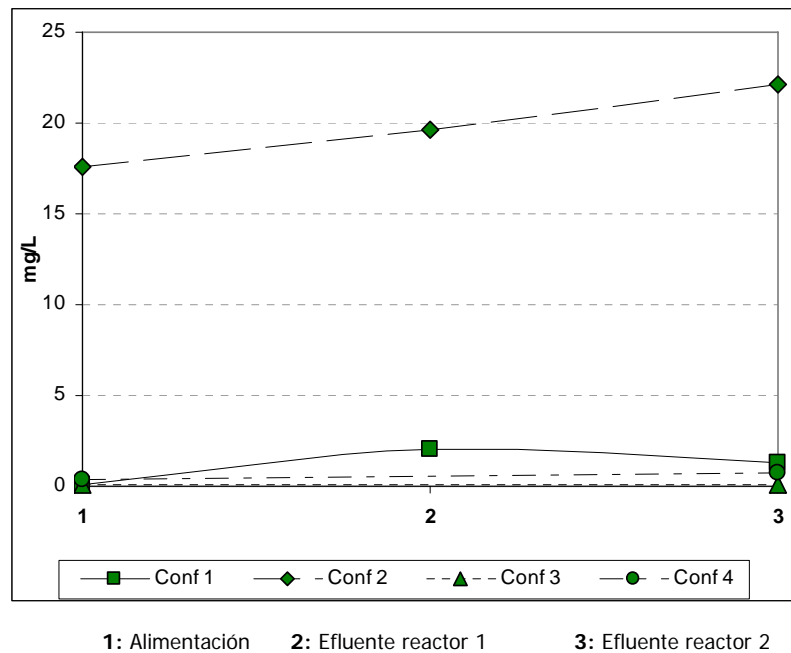
**Figura 4.19** Remoción de Nitritos

En la 1ª y 2ª configuración se aprecia una alta conversión de  $\text{NO}_2^-$  en la etapa intermedia por la acción de las bacterias nitrificantes en el sistema; en cambio en la 3ª y 4ª configuraciones no se cuenta con datos que nos permitan afirmar que tuviesen el mismo comportamiento.

Sin embargo la 3ª configuración presenta valores altos de  $\text{NO}_2^-$  en el influente lo cual se vio reflejado en el efluente del R2, esto ocasiona que disminuya la actividad metabólica de los microorganismos presentes (Ruiz, *et al.* 2005) y favorece el incremento en la respiración endógena en la etapa aerobia de acuerdo a lo reportado por Saito y *et al.* durante el 2004; por esta razón se inhibe la nitrificación y no favorece la desnitrificación en el sistema; en contraste la 4ª configuración fue gradual la conversión a  $\text{NO}_2^-$  y en menor concentración con respecto al anterior lo cual favoreció significativamente la nitrificación y desnitrificación. A pesar que se aprecia una remoción importante de  $\text{NO}_2^-$  en las 1ª y 2ª configuraciones, es importante analizar que sucede con las otras especies químicas presentes en el sistema.

#### 4.6.1.7. NITRATOS ( $\text{NO}_3^-$ )

Una baja concentración de  $\text{NO}_3^-$  indica que la transformación de  $\text{NH}_4^+$  a  $\text{NO}_3^-$  (nitrificación) y la reducción del  $\text{NO}_3^-$  (desnitrificación) a compuestos gaseosos son equivalentes a  $\text{NO}_2^-$  por lo que presento un comportamiento prácticamente constante en cada una de las configuraciones. La Figura 4.20 muestra el comportamiento global de los  $\text{NO}_3^-$  en cada una de las configuraciones; en las configuraciones 1<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup> y 4<sup>a</sup> no se aprecia una conversión significativa; principalmente en la primera ya que las etapas anóxicas y aerobias se realizaron por separado lo cual impide que se realice la desnitrificación.



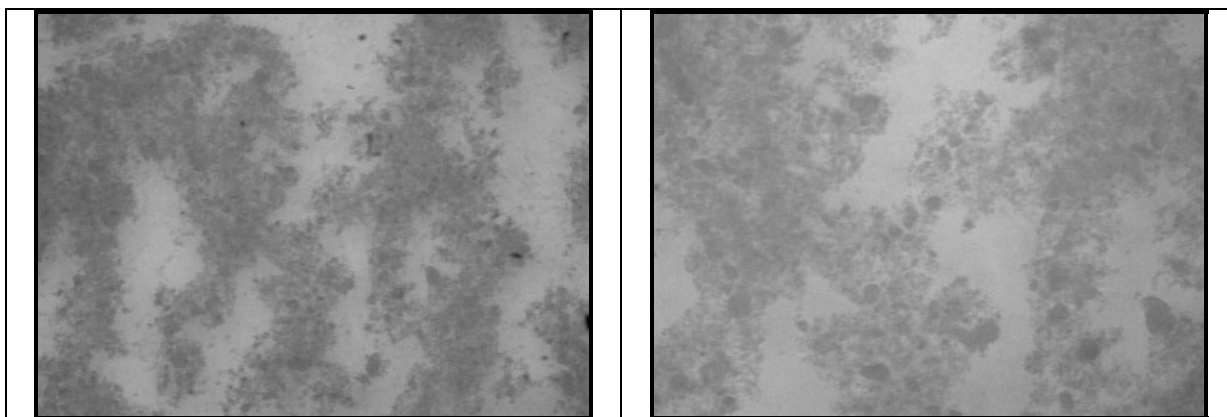
**Figura 4.20** Remoción de Nitratos

En la 2<sup>a</sup> configuración la recirculación del efluente promueve que el sistema mantenga una alta concentración de  $\text{NO}_3^-$ , el cual puede tener un efecto en la actividad metabólica de los microorganismos (Ruiz, *et al.* 2005), en cambio la 3<sup>a</sup> configuración se muestra que la conversión a  $\text{NO}_3^-$  se puede considerar constante a través del sistema; lo cual indica que la desnitrificación no es promovida por la presencia de una alta concentración de  $\text{NO}_2^-$  en el sistema; mientras en la 4<sup>a</sup> configuración la conversión a  $\text{NO}_3^-$  se puede considerar

constante a través de cada una de las etapas; esto indica que la desnitrificación en el sistema fue favorecida al mantenerse bajas las concentraciones de  $NO_2^-$  en el medio.

#### 4.7. BIOMASA PRESENTE EN LOS SISTEMAS DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO

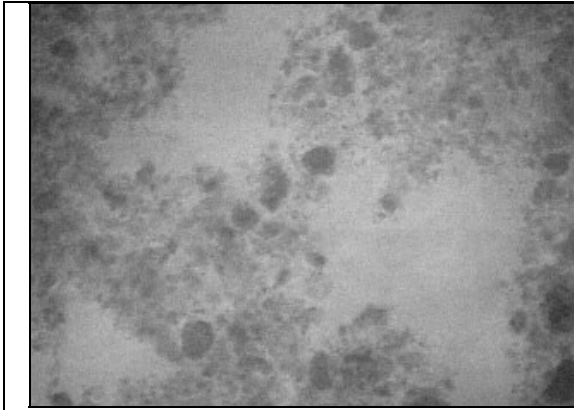
Las micrografías que a continuación se muestran representan las colonias de los organismos presentes en la 4ª configuración; en las Figuras 4.21 y 4.22 se aprecia la formación de aglomerados en forma de racimos de la biomasa presente; y dependerá de la velocidad de agitación, de la temperatura y de los gases generados como  $CO_2$ ,  $N_2$ , entre otros; en algunos casos los microorganismos flotan en o cerca de la superficie, gracias a las vacuolas de gas.



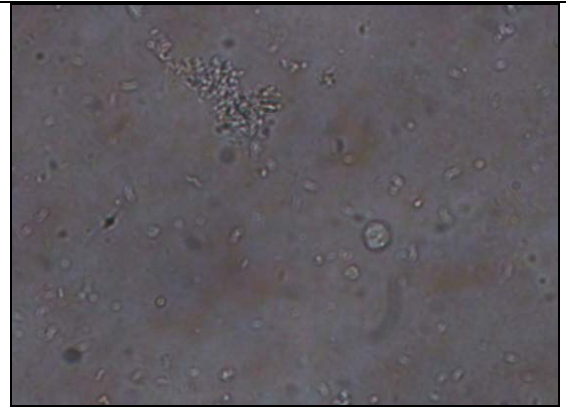
**Figura 4.21** Micrografía de lodos en el reactor aerobio

**Figura 4.22** Micrografía de lodos en el reactor anóxico

La micrografía de la Figura 4.23 se aprecia un detalle de aglomerados de tipo racimo de la biomasa presente en el licor mezclado, la Figura 4.24 muestra microorganismos libres en el licor mezclado. Las bacterias presentes en un sistema de remoción de nitrógeno viven con otros organismos, como los ciliados y los rotíferos; estos controlan y equilibran la población bacteriana, algunos fueron localizados durante el trabajo experimental en el licor mezclado.

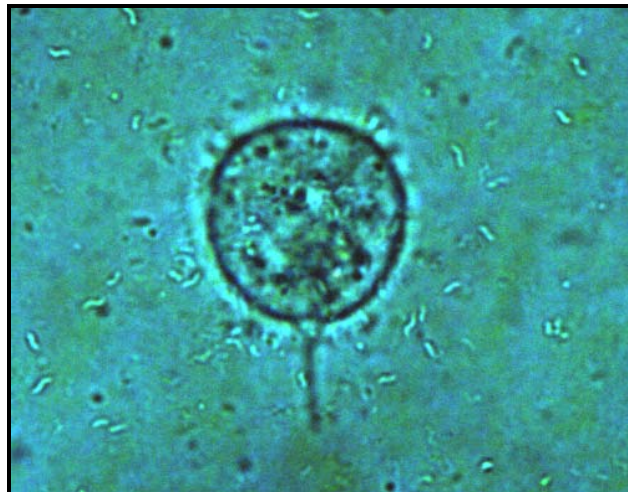


**Figura 4.23** Micrografía de colonias de microorganismos



**Figura 4.24** Micrografía de de microorganismos en suspensión

La Figura 4.25 muestra como las bacterias rodean a un microorganismo identificado como del tipo ciliado móvil presente en el licor mezclado.

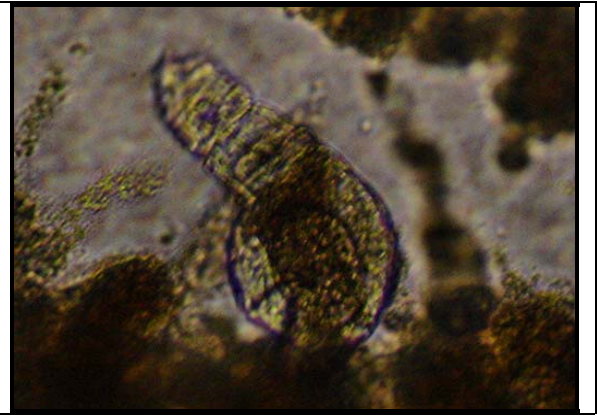


**Figura 4.25** Micrografía de ciliado rodeado por bacterias

Las Figuras 4.26 y 4.27 muestran otros tipos de especie de ciliados fijos localizado en el medio.



**Figura 4.26** Micrografía de ciliado fijo



**Figura 4.27** Micrografía de ciliado fijo

En las Figuras 4.28 y 4.29 muestran otros tipos de especies identificadas como rotíferos localizados en el medio.



**Figura 4.28** Micrografía de rotífero



**Figura 4.29** Micrografía de rotífero



## 5. CONCLUSIONES

Se utilizaron soluciones sintéticas similares a las aminas gastadas reales, utilizando como base una DTeO de 1,200 mg/L, el intervalo de DQO en el influente alimentado a cada uno de los sistemas se encontró entre los 513 a 715 mg DQO/L.

Se propusieron cuatro configuraciones: 1) anóxico-sedimentación-aerobio-sedimentación; 2) anóxico-sedimentación-aerobio-sedimentación + recirculación del clarificado al R1; 3) sistema basado en "Single-Sludge" constituido de la siguiente manera aerobio-anóxico-sedimentación y finalmente 4) sistema basado en "Ludzack-Ettinger" organizado de la siguiente manera anóxico-aerobio -sedimentación.

Los mejores resultados obtenidos para la remoción de mezclas sintéticas conteniendo alcanolaminas (DEA) la presentó la 4ª configuración términos de DQO, NT y NTK.

Con base en los resultados obtenidos en cada una de las diferentes configuraciones se favorecieron las etapa aerobias y anóxicas, fue necesario mantener el pH de la alimentación entre 7.5 a 8.0 unidades de pH; el ORP en la etapa anóxica de 75.5 mV y en la etapa aerobia presentó valores entre 10.3 mV, estos valores fueron menores a los reportados en la literatura y en los anóxicos valores mayores de ORP; lo cual se debió a la aclimatación de los microorganismos facultativos.

Es importante señalar que la tendencia mostrada en la 4ª configuración en el R1 a 0.03 mg/L de OD lo cual favoreció las condiciones anóxicas; mientras que la 1ª, 2ª y 4ª configuraciones en el R2 y en la 3ª configuración del R1 se obtiene un valor entre 2-4 mg/L de OD lo cual fue indicativo de que se mantuvieron condiciones aerobias. Es decir, que en la 4ª Configuración fueron favorecido un ambiente aerobio en el reactor R2 y un ambiente anóxico en el reactor R1, con lo que cual favoreció el proceso de nitrificación-desnitrificación.

En términos de DQO la 1ª y 2ª configuraciones presentan una remoción del 82 % y 85 % respectivamente, mientras en las 3ª y 4ª configuraciones no se analizó la etapa

intermedia ya que los reactores R1 y R2, pero la remoción global fue del 86 y 93% respectivamente, sin embargo con base a los coeficientes se concluye que ésta última presenta una mayor eficiencia en la remoción de DQO.

En cuanto al NT la mejor remoción fue de 75 % en la 1ª configuración; sin embargo dicha configuración se promovieron los procesos de nitrificación y desnitrificación de manera independiente, mientras que la 2ª configuración debido la acumulación de  $NO_2^-$  y a la baja concentración de  $NO_2^-$  no se favoreció la desnitrificación en el sistema.

En cambio en la 4ª configuración promueve la formación y transformación de  $NH_4^+$ , éste favorece la conversión a  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ , pero en este caso el sistema favorece una eficiente desnitrificación del medio, y ello queda confirmado con el coeficiente de remoción del 0.47 para el NT; además presenta una menor concentración en el efluente del sistema, en comparación con los límites máximos indicados en la NOM-001-ECOL-1996.

En el caso particular de la solución sintética de DEA no fue necesario aplicar un postratamiento con procesos de oxidación avanzada; es decir que con base a los resultados obtenidos en la remoción de las soluciones sintéticas de DEA en cada una de las distintas configuraciones de los sistemas de biomasa en suspensión demuestran que es posible la depuración de soluciones sintéticas de alcanolaminas en un 82 y un 93 % en términos de DQO.

**6. BIBLIOGRAFÍA**

1. American Society for Testing Materials. 1994. "Standard Test Method for Chemical Oxygen Demand in Water", USA, ASTM Committee on Standards, Philadelphia PA, vol. 11, pp. 62-68.
2. Arnold, K. y Stewart, M. 1989. Surface Production Operations. Volume 2: Design of Gas-Handling Systems and Facilities. Gulf Publishing Company Editions. Houston, Texas, E. U., pp. 141-180.
3. Ciudad, G., Rubilar, O., Muñoz, P., Ruiz, G., Chamy, R., Vergara, C. y Jeison, D. 2005. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. *Process Biochemistry* 40; pp. 1715–1719.
4. Ferreira, E. S. 2000. Cinética química e fundamentos dos procesos de nitrificación y desnitrificación biológica. *XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. ABES. I-121:1-25.
5. Grant, W. D. y Long, P. E. 1989. "Microbiología ambiental", Editorial ACRIBIA, Zaragoza, España, pp. 131-149, 167-171 y 199-211.
6. Heinke, G. W. y Henry, J. 1999. "Ingeniería Ambiental"; Segunda edición; Ed. Prentice Hall; México; pp. 259.
7. Hernández Parra, J. A., Roth Carranza, C. E. 2003. Tratamiento de agua residual de tipo mixto e industrial utilizando reactivo de Fenton electrogenerado. UNAM. Facultad de Química, Tesis mancomunada de licenciatura en Ingeniería Química, pp. 11-16 y 31-32.
8. Hvitved-Jacobsen, T. 2002. Sewer process: Microbial and chemical process engineering of sewer networks. Ed. CRC, USA. pp 7 – 15, 95-127.
9. Kira, B. y Othmer D. F. 1998. Enciclopedia de tecnología química, Editorial Limusa, 1ª edición, pp. 119-120, 164-165, 738-740.
10. Kohl, A. L. y Riesenfeld, F. C. 1985. "Gas Purification", Gulf Publishing Company Editions, Houston, Texas, E. U., 4ª edición, pp. 29 – 109.
11. Kumar, S. 1987. Gas Production Engineering. Contributions in Petroleum Geology and Engineering. Gulf Publishing Company Editions. Houston, Texas, E.U., pp. 255-273.
12. Lemaire, R., Meyer, R., Taske, A., Crocetti, G. R., Keller, J. y Yuan, Z. 2006. Identifying causes for N<sub>2</sub>O accumulation in a lab-scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal. *Journal of Biotechnology*, 122; pp. 62-72.

13. Madigan, M. T. Martinko, John M. y Parker, Jack. 2004. BROCK, Biología de los microorganismos"; Ed. Pearson – Prentice Hall; España; 10ª edición; pp. 104 – 655
14. Manahan, S. E. 2000. Environmental Chemistry. Lewis Publishers. London-USA. 7ª edición; pp. 171.
15. Marín Zarate, F. 2003. Tecnologías de depuración y de eliminación de aminas gastadas provenientes de los procesos de endulzamiento de gas natural. UNAM. Facultad de Química. Tesis de licenciatura en Ingeniería Química.
16. Metcalf and Eddy. 2003. "Wastewater Engineering"; Mc. Graw Hill; 4ª edición; pp. 186, 791, 793 y 797.
17. Pelczar, M. J., Reid, R. D. 1990. "Microbiología"; 2ª edición; Ed. Mc Graw-Hill; México; pp. 35, 65 y 90.
18. Ramalho, R. S. 1996. "Tratamiento de aguas residuales"; 1ª edición; Ed. Revertè, pp. 28,29, 65, 647, 648, 672.
19. Rao Y. Surampalli, Tyagi, R. D., Sheible, O. K. y Hedman, J. A. 1997. Nitrification, denitrification and fosphorus removal in sequential batch reactors. *Bioresource Tecnology*. 61(1997) 151-157. PII: S0960-8524(97)00034-5.
20. Rodríguez Rodríguez, R. 2004. "Estudio de la actividad bacteriana nitrificante en solución acuosa y reconocimiento "in situ"; Facultad de Ciencias, UNAM; división de Posgrado.
21. Rojey, A., Jeffret, C., Cornot-Gandolphe, S., Durand B., Jullians, A.,Valais M. 1997. Natural Gas: Production processing transport; Technip-Paris Editions. Paris, France.
22. Romero Rojas, J. A. 1999. Tratamiento de aguas Residuales por lagunas de estabilización. Ed. Escuela Colombiana de Ingeniería-Alfaomega. 3ª Ed., México-Colombia, pp. 99-115.
23. Rozano, E. y Dapena, J. L. 1995. Tratamiento Biológico de las aguas residuales. Ed. Pridesa. Ediciones Díaz de Santos, S. A. España, pp. 89-91.
24. Sartori, G. y Savage, D. W. 1983. "I & E. C. Fundamentals"; pp. 22, 239.
25. Seáñez, M. 1995. Ecología industrial: Ingeniería medioambiental aplicada a la industria y a la empresa, Colección Ingeniería Medio ambiental, Editorial Mundi-Prensa, Madrid; pp. 100-115.
26. Segura Miranda, J. B. 2007. "Efecto de la variación de OD en la velocidad específica de nitrificación de agua y agua residual enriquecida con amonio"; Facultad de Química , UNAM. Tesis de licenciatura en Ingeniería Química, pp. 10-14, 22-28 y 31.

27. Serrano, R. A. y Zavala, C. M. 2004. Operación de una Planta Piloto de Endulzamiento de Gas Natural. Tesis de Licenciatura. Universidad las Américas. Cholula, Puebla, México, pp. 6-8.
28. Singleton, P. 2004. "Bacterias en biología, biotecnología y medicina"; Editorial ACRIBIA; Zaragoza, España; pp. 479.

### DIRECCIONES ELECTRÓNICAS

1. Akin, B. S. y Ugurlu, A. Monitoring and control of biological nutrient removal in a sequencing Batch Reactor. 2005. Process Biochemistry. Available on line at: [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com). Accepted 8 February 2005.
2. Domenech, X., Jardim, W. F. y Litter, M. I. Procesos Avanzados de Oxidación para la Eliminación de Contaminantes; Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). Buenos Aires, Argentina. 2001. Vol. 6., Capítulo 01. Libro Electrónico. Disponible en < <http://www.cnea.gov.ar/xxi/ambiental/CYTED/06cap01.pdf> .>
3. García Breijo, F. J. Diversidad: Clasificación y nomenclatura de los seres vivos. Parte IV: Tema 18. Universidad Politécnica de Valencia. 4 de Octubre de 2005. Disponible en <[http://www.euita.upv.es/varios/biologia/Temas/tema\\_18.htm](http://www.euita.upv.es/varios/biologia/Temas/tema_18.htm)>
4. <http://www.us.es/grupotar/master/formacion/edar/temario/tratam3/nutrientes/nitri.htm>
5. IMP. Gas. Acerca del Petróleo. Apuntes Electrónicos, Instituto Mexicano del Petróleo. 17 de noviembre de 2005. Disponible en <<http://www.imp.mx/petroleo/gas.html>>
6. INTA. Procesos de Suelo: Desnitrificación. Equipo del proyecto Fertilizar. El sitio agrícola. Argentina. 2004. 199-2004. Disponible en < <http://www.elsitioagricola.com/articulos/equipofertilizar/Procesos%20de%20Suelo%20-%20Desnitrificacion.asp>>
7. PEMEX. Informe anual 2006. Dirección corporativa Petróleos Mexicanos, México. 10 de agosto, 2007. 4, 10. Disponible en < <http://www.pemex.com/> >
8. Red Madrileña de Tratamientos Avanzados para Aguas Residuales con Contaminantes no biodegradable (REMTAVARES); Grupo de Ingeniería Ambiental. Sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales para la eliminación de nutrientes: Reducción de la eutrofización. Universidad Rey Juan Carlos. 6 de junio de 2007. Disponible en <[weblogs.madrimasd.org/remtavares/archive/2007/05/10/65346.aspx](http://weblogs.madrimasd.org/remtavares/archive/2007/05/10/65346.aspx)>

9. Jáuregui Stagnaro, T. Estudio comparativo de proceso de recuperación de CO<sub>2</sub> por absorción con aminas. Tesis de licenciatura. Universidad Politécnica de Cataluña (UPC). 16 de mayo de 2007. Disponible en <<https://upcommons.upc.edu/pfc/bitstream/2099.1/3113/1/36467-1.pdf>>
10. Miranda, J. Tratamiento Analítico de las Aguas Servidas; Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Ciencia abierta. Universidad de Chile; Santiago, Chile. 29 de junio de 2006. Disponible en <<http://cabierta.uchile.cl/revista/6/aguas.htm>>
11. MTAS. Ficha internacional de seguridad Química: 2-Dimetilaminoetanol. Ministerio de trabajo y asuntos sociales. Instituto Nacional de seguridad e higiene en el trabajo. ICSC: 0654. España. 16 de noviembre de 2005. Disponible en <<http://www.mtas.es/insht/ipcsnspn/nspn0654.htm>>.
12. Norma Mexicana. NMX-034-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, método de prueba. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 01 de agosto de 2001. Disponible en <<http://www.economia-nmx.gob.mx/>>
13. Norma Mexicana. NMX-AA-026-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, método de prueba. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 17 de abril de 2001. Disponible en <<http://www.economia-nmx.gob.mx/>>
14. Norma Mexicana. NMX-AA-079-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de nitratos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, método de prueba. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 13 de agosto de 2001. Disponible en <<http://www.economia-nmx.gob.mx/>>
15. Norma Mexicana. NMX-AA-099-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de nitritos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, método de prueba. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de agosto de 2006. Disponible en <<http://www.economia-nmx.gob.mx/>>
16. Norma Oficial Mexicana, NOM-001-ECOL-1996, "Establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 1 de junio de 1997. <<http://www.economia-noms.gob.mx/>>
17. Norma Oficial Mexicana, NOM-002-ECOL-1996, Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 03 de junio de 1997. <<http://www.economia-noms.gob.mx/>>

18. Norma Oficial Mexicana, NOM-003-ECOL-1996, Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de septiembre de 1998. Disponible en <<http://www.economia-noms.gob.mx/>>
19. PEMEX. Boletín Electrónico: PEMEX aumentó el proceso del gas. Petróleos Mexicanos. Sala de Prensa. 11 de marzo de 2005. Disponible en <<http://www.pemex.com/index.cfm?action=content&sectionID=8&catID=40&subcatID=2974>>
20. Perales Lorente, J. F. Desulfuración de gas de síntesis de alta temperatura y presión por óxidos regenerables; Tesis de Licenciatura. Universidad Politécnica de Cataluña (UPC). 02 de abril de 2002. Disponible en <[http://www.tdx.cesca.es/TESIS\\_UPC/AVAILABLE/TDX-0417102-130845//07CAPÍTULO2.pdf](http://www.tdx.cesca.es/TESIS_UPC/AVAILABLE/TDX-0417102-130845//07CAPÍTULO2.pdf)>
21. Ramírez, C. "Isolation of Nitrobacter or Nitrosomonas from Soil". Rollins College. (2004). Disponible en <<http://web.rollins.edu/~cramirez/#Back>>
22. Redlieds. Optimización del Proceso de Endulzamiento de Gas Natural en las Plataformas Marinas de la Zonda de Campeche". Red Latinoamericana sobre Industrias Extractivas y de Desarrollo Sostenible. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. Monografía Electrónica. (agosto de 2003). Disponible en <<http://biblioteca.unmsm.edu.pe/redlieds/Proyecto/PublicacionesElectro/monografias/OPTIMIZACION%20DEL%20%20PROCESO%20DE%20ENDULZAMIENTO%20DEL%20GAS%20NATURAL.pdf>>
23. Rentería García, R. y Cruz Torres, U. Sistemas de filtración de aminas y problemática general en plantas endulzadoras. 3M México S.A. de C. V. Agosto de 2004. Disponible en <[http://www.petroquimex.com/sistema\\_filtracion\\_aminas.htm](http://www.petroquimex.com/sistema_filtracion_aminas.htm)>
24. Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G. y Chamy, R. Nitrification-denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters. 2005. Bioresource technology. Available on line at: [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com). Accepted 8 February 2005.
25. Secretaría de energía, Procesos. Contenidos didácticos. 14 de marzo de 2006. Secretaría de energía. República de Argentina. Disponible en <<http://energia.mecon.gov.ar/contenidos/contenidos.asp?id=495>> y <http://www.energia.gov.ar>>

## 7. ANEXOS

### A1. GASES ÁCIDOS

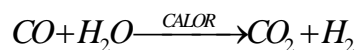
El dióxido de carbono es un gas incoloro e inodoro, que a concentraciones bajas no es tóxico pero en concentraciones elevadas incrementa la frecuencia respiratoria y puede producir sofocación. Se puede licuar fácilmente por compresión, sin embargo cuando se enfría a presión atmosférica se condensa como sólido en lugar de hacerlo como líquido; es soluble en agua y la disolución resultante puede tener características ácidas como resultado de la formación de ácido carbonilo a los cuales son atribuidas las propiedades corrosivas del CO<sub>2</sub> en presencia de agua (REDLIEDS, 2003); también se asocia con la disminución del poder calorífico del gas natural (Marín, 2003).

El ácido sulfúrico tiene un olor desagradable y puede ser muy tóxico; cuando es separado del gas natural mediante el proceso de endulzamiento, éste es enviado a plantas recuperadoras de azufre en donde es vendido en forma líquida para diversos usos industriales tales como la producción de pólvora o aplicaciones médicas.

Los gases y vapores tóxicos que emiten un olor desagradable a concentraciones bajas, el H<sub>2</sub>S es mortalmente venenoso y a concentraciones superiores de 600 ppm puede ser fatal en tan solo 3 a 5 minutos, su toxicidad es comparable al cianuro; por esta razón no debe ser utilizado como combustible doméstico; es corrosivo a todos los metales normalmente asociados a los sistemas de transporte, proceso y manejo de gas, con excepción del acero inoxidable. Durante la combustión, forma dióxido de sulfuro (SO<sub>2</sub>), este también es altamente tóxico y corrosivo (REDLIEDS, 2003).

Cabe destacar que el H<sub>2</sub>S y otros componentes azufrados pueden causar envenenamiento del catalizador en el proceso de refinación; mientras que el CO<sub>2</sub> no tiene valor calorífico, sin embargo puede ser requerida su remoción para incrementar el contenido de energía del gas por unidad de volumen (Kumar, 1987).

Durante este proceso de enduzamiento del gas amargo se promueve la conversión de CO a CO<sub>2</sub>; el hidrógeno y el metano se encuentran en la corriente del efluente reformador, este último no reacciona con el monóxido y dióxido de carbono; el propósito de la reacción es convertir CO a CO<sub>2</sub> para aprovechar la capacidad de remoción de gases ácidos que presentan las alcanolaminas; la siguiente reacción general representa el cambio (Perales, 2002):



Esta reacción se lleva a cabo en dos etapas:

- A alta temperatura utilizando un catalizador de Hierro y Cromo, donde se realiza la mayor parte de la conversión.
- A baja temperatura con un catalizador de Cromo y Zinc encargada de completar la reacción.



## A2. HOJAS DE SEGURIDAD


 HOJA DE DATOS DE SEGURIDAD DE MATERIALES  
 (MATERIAL SAFETY DATA SHEET)

GRADO DE RIESGO CODIGO NFPA	
4 EXTREMO	
3 ALTO	
2 MODERADO	
1 LIGERO	
0 MINIMO	
SALUD	1
FUEGO	1
REACTIVIDAD	0
OTROS	

SETIQ: 132 UNN: 2734

Grupo Dermet, S.A. de C.V. Dr. Vicente Lombardo Toledano No. 4 Sta. Clara Edo. De México.	INFORMACION PARA CASOS DE EMERGENCIA Para el interior de México llame al 01(5) 344-54-00 Para el D.F. y área metropolitana llame al 55-69-58-44 Para consultas e información 01(5) 569-58-44, 344-54-00
<b>I) IDENTIFICACIÓN</b>	
NOMBRE DEL PRODUCTO: <b>DIETANOLAMINA</b>	ULTIMA REVISIÓN: Enero, 2000
NOMBRE QUIMICO Y SINONIMOS: 2,2-IMINODIETANOL, DIHIDROXIETILAMINA, DEA, BIS-(2-HIDROXIETIL)AMINA	
FAMILIA QUIMICA: ALCANOLAMINAS	FORMULA: (HOCH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> NH
NUMERO CAS: 111-42-2	CLASIFICACIÓN CRETIB: CI
<b>II) PROPIEDADES FISICOQUIMICAS</b>	
ESTADO FISICO, APARIENCIA Y OLOR: LIQUIDO ACEITOSO, HIGROSCOPICO, INCOLORO Y CON LIGERO AROMA A MONIO.	
PESO MOLECULAR: 105.4	GRAVEDAD ESPECIFICA (H <sub>2</sub> O=1@25/25°C): 1.090-1.094
PUNTO DE FUSION: 29°C(84°F)	PUNTO DE EBULLICION (1 atm): 268°C (514.4°F)
TEMPERATURA DE AUTOIGNICION: 662°C (1224°F)	PRESION DE VAPOR A 20°C: 0.048 mm de Hg
DENSIDAD DE VAPOR (AIRE=1): 3.6	TASA DE EVAPORACION (AcBu=1): NO DISPONIBLE
SOLUBILIDAD EN AGUA (% PESO@ 20°C): COMPLETA	PORCENTAJE DE VOLATILES POR VOLUMEN: N/D
<b>III) RIESGO DE INCENDIO Y EXPLOSIÓN</b>	
LIMITES DE INFLAMACION EN AIRE:	INFERIOR: 1.6 % SUPERIOR: 9.8%
PUNTO DE INFLAMACION (FLASH POINT): TASA TAG ABIERTA (ASTM D1310): 151°C(305°F) TASA TAG CERRADA (ASTM D56): 169°C (336°F)	
MEDIO DE EXTINCION : POLVO QUIMICO SECO O CO <sub>2</sub> , ESPUMA AGUA ALCOHOL NIEBLA DE AGUA.	
PROCEDIMIENTOS ESPECIALES DE EXTINCION: LAS PERSONAS ENCARGADAS DE COMBATIR EL FUEGO DEBERAN UTILIZAR APARATOS AUTONOMOS, PARA LA POSIBLE EXPOSICION A LOS VAPORES Y/O PRODUCTOS DE LA COMBUSTION . LA NIEBLA DE AGUA PUEDE SER UTILIZADA PARA ENFRIAR TANQUES O ESTRUCTURAS EXPUESTAS AL FUEGO Y VAPORES DIVERSOS. EVITE DIFUNDIR EL LIQUIDO EN COMBUSTION CON EL AGUA QUE SE USA PARA ENFRIAR LOS RECIPIENTES.	
RIESGOS DE INCENDIO Y EXPLOSION POCO USUALES: ESTE PRODUCTO AL CONTACTO CON EL CALOR , PRODUCE OXIDOS DE NITROGENO, MONOXIDO Y BIOXIDO DE CARBONO.	
<b>IV) REACTIVIDAD</b>	
ESTABILIDAD: ESTABLE	POLIMERIZACION PELIGROSA: NO O CURRIRA
CIRCUNSTANCIAS A EVITAR: CALOR, CHISPAS Y FLAMAS, EL CONTACTO CON EL AIRE PROVOCA O GENERA UNA OXIDACION LENTA QUE PRODUCIRA OSCURECIMIENTO DEL MATERIAL.	
MATERIALES A EVITAR: AGENTES OXIDANTES Y CORROSIVOS FUERTES.	
PRODUCTOS DE DESCOMPOSICION: OXIDOS DE NITROGENO.	

LABO-003-03

1

**V) DAÑOS A LA SALUD****EFFECTOS DE LA SOBRE-EXPOSICION:**

INGESTION: MODERADAMENTE TOXICO. CAUSA IRRITACION DEL SISTEMA GASTROINTESTINAL; ASI COMO NAUSEAS, DOLOR ABDOMINAL, INCOMODIDAD LLEGANDO AL COLAPSO.

INHALACION: IRRITACION DEL TRACTO RESPIRATORIO.

CONTACTO CON LA PIEL Y LO OJOS: ES UN IRRITANTE MODERADO EN LA PIEL. IRRITANTE SEVERO DE LOS OJOS.

CAMBIOS GENETICOS (MUTAGENICIDAD): NO SE ENCONTRO INFORMACION APLICABLE.

CANCERIGENOCIDAD: NO SE ENCONTRO INFORMACION APLICABLE.

REPRODUCTIVO: NO SE ENCONTRO INFORMACION APLICABLE.

**PROCEDIMIENTOS DE EMERGENCIA Y PRIMEROS AUXILIOS**

INGESTION: INGIERA GRANDES CANTIDADES DE AGUA O LECHE. NO INDUZCA EL VOMITO. LLAME AL MEDICO Y PROPORCIONELE ESTE DOCUMENTO.

INHALACION: RETIRE A LA PERSONA DEL AREA CONTAMINADA. A UN AREA DE AIRE FRESCO. SI RESPIRA CON DIFICULTAD SUMINISTRE OXIGENO. SI NO RESPIRA DE RESPIRACION ARTIFICIAL, PREFERENTEMENTE DE BOCA A BOCA.

CONTACTO CON LOS OJOS Y LA PIEL: ELIMINE DE INMEDIATO LA ROPA CONTAMINADA. LAVE INMEDIATA MENTE LAS PARTES AFECTADAS CON AGUA CORRIENTE DURANTE 15 MINUTOS, DE PREFERENCIA HAGALO EN LA REGADERA. NO INTENTE LUBRICAR LAS PARTES AFECTADAS.

**VI) PROCEDIMIENTOS EN CASO DE FUGA O DERRAME**

ELIMINE TODA LAS FUENTES DE IGNICION Y PROVEA MAXIMA VENTILACION. EVACUE EN DIRECCION CONTRARIA AL VIENTO A TODAS LAS PERSONAS QUE NO VAYAN A TOMAR ACCIONES CORRECTIVAS. SIEMPRE DEBERA USARSE EQUIPO DE PROTECCION PERSONAL. ACORDONE EL AREA DEL DERRAME DE MANERA QUE SE EVITE EL CONTACTO CON ALCANTARILLAS, DRENAJES Y/O CUALQUIER RECURSO NATURAL. UNA VEZ CONTENIDO EL DERRAME. MEZCLE CON MATERIAL ABSORBENTE, ARCILLA O BENTONITA. RECOLECTE LOS LODOS EN TAMBORES DE TAPA Y ARO, COLOQUE ETIQUETAS DE RESIDUOS PELIGROSOS Y VENENOSOS; INCLUYENDO LOS ENVASES VACIOS. ENJUAGUE CON AGUA EL PISO QUE ESTUVO EN CONTACTO CON EL DERRAME Y JUNTE EL AGUA CON LOS LODOS. SI EL DERRAME OCURRIO EN TRANSPORTACION, AVISE A LAS AUTORIDADES LOCALES.

**DISPOSICION DE RESIDUOS Y ENVASES:**

LOS RESIDUOS GENERADOS CON ESTE PRODUCTO SON PELIGROSOS. ES ILEGAL DISPONER DE ELLOS O TRATARLOS EN SITIOS NO AUTORIZADOS. NO ALMACENE LOS ENVASES VACIOS A CIELO ABIERTO NI LOS USE PARA CONTENER SUSTANCIAS QUE NO SEA LA INDICADA EN ESTE DOCUMENTO.

**VII) ALMACENAJE**

ALMACENESE EN UN LUGAR SECO Y VENTILADO. FUERA DEL ALCANSE DE LOS RAYOS DEL SOL PARA EVITAR EL CALENTAMIENTO Y OXIDACION DEL PRODUCTO. NO USE ENVASES DE PLASTICO PARA CONTENER ESTE PRODUCTO. MANTENGA EL ENVASE CERRADO MIENTRAS NO ESTE EN USO.

**VIII) INFORMACION ESPECIAL DE PROTECCION**

PROTECCION RESPIRATORIA: USE MASCARA COMPLETA CON CARTUCHO PARA VAPORES ORGANICOS O UN RESPIRADOR DE CILINDRO.

VENTILACION: UTILICE CONDUCTOS DE VENTILACION POR DILUCION (AIRE FORZADO)

PROTECCION PARA LOS OJOS: GOGLES, CARETA FACIAL Y CAPUCHON ANTIACIDO.

GUANTES: NEUPRENO

OTROS EQUIPOS DE PROTECCION: BOTAS, CASCO RIGIDO, MANDILES O TRAJES QUIMICOS

AVISO IMPORTANTE: LA INFORMACION EXPRESADA EN ESTE DOCUMENTO FUE COPILADA POR TECNICOS CALIFICADOS DE GRUPO DERMET, S.A. DE C.V. CREEMOS QUE ESTA ES ACTUAL A LA FECHA DE EXPEDICION. SIN EMBARGO EL EMPLEO DE LA MISMA Y EL USO DEL PRODUCTO NO SE ENCUENTRAN DENTRO DE NUESTRO CONTROL POR CONSIGUIENTE, ES OBLIGACION DEL USUARIO DETERMINAR LAS CONDICIONES ESPECIFICAS PARA EL USO SEGURO DE ESTE PRODUCTO, COMO DE ESTA INFORMACION.

## A3. CERTIFICADO DE ANÁLISIS

CERTIFICADO DE ANALISIS



PETROQUIMICA

INDUSTRIAS DERIVADAS DEL ETILENO S.A.

Oficinas Generales  
Golfo San Jorge 58  
Col. Anahuac  
México 11320  
Tel. (01-55) 50-82-20-00  
Telex 1763160 IDSAME  
TELEFAX 50-82-20-99

Unidad Industrial Coatzacoalcos  
Km. 4.2 Boulevard Morelos  
Parque Industrial Morelos  
Coatzacoalcos Ver. 96400  
Tel (01-921) 211-90-00  
TELEFAX 211-90-07

CLIENTE:  
PRODUCTO:  
REMISION:  
LOTE:  
FECHA:

GRUPO DERMET

DIETANOLAMINA

IRNC48988

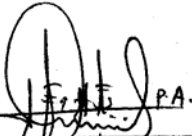
BEV-222805

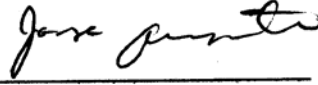
Junio 10, 2005

NO. DE TAMBORES:

43

PROPIEDAD	UNIDAD	METODO	ESPECIFICACION	RESULTADO
Apariencia		MP-000	Líquido Claro Viscoso	Líquido Claro Viscoso
Olor		Organoléptico	Ligero Amoniacal	Ligero Amoniacal
Pureza	% en Peso	100 Menos Impurezas	99.2 Mín.	99.4931
Monoetanolamina	% en Peso	MP-200	0.5 Máx.	0.194
Trietanolamina	% en Peso	MP-200	0.5 Máx.	0.1358
Agua	% en Peso	MP-002	0.15 Máx.	0.0836
Color	Pt. Co.	MP-001	15 Máx.	10
Peso Equivalente		MP-202	104.0 Mín. 106.0 Máx.	104.7055
Peso Específico, 30/20 °C		MP-004	1.090 Mín. 1.094 Máx.	1.0924
pH 1% en agua		MP-003	10.0 Mín. 12.0 Máx.	10.64

  
Ing. Edbardo Ayala Arellano  
Suplte. de Eval. y Pruebas.

  
Ing. Jorge A. Sosa Cruz  
Certificó

GRUPO IDESA: extiende este documento como un CERTIFICADO DE CALIDAD del producto al ser analizado en su laboratorio al envasar.

#### A4. COMPOSICIÓN TÍPICA DE AGUA RESIDUAL

**Tabla A.** Composición típica de un agua residual municipal sin tratar

CONTAMINANTE	UNIDAD	DILUIDO	INTERMEDIO	CONCENTRADO
Sólidos totales (ST)	mg/L	390	720	1230
Sólidos disueltos totales (SDT)	mg/L	270	500	860
Fijos	mg/L	160	300	520
Volátiles	mg/L	110	200	340
Sólidos suspendidos totales (SST)	mg/L	120	210	400
Fijos	mg/L	25	50	85
Volátiles	mg/L	95	160	315
Sólidos sedimentables (SS)	mL/L	5	10	20
Demanda bioquímica de oxígeno 5-d (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	110	190	350
Carbono orgánico total (COT)	mg/L	80	140	260
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/L	250	430	800
Nitrógeno total (NT) como N	mg/L	20	40	70
Orgánico	mg/L	8	15	25
Amoniacal	mg/L	12	25	45
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo total (P) como P	mg/L	4	7	12
Orgánico	mg/L	1	2	4
Inorgánico	mg/L	3	5	8
Cloruros	mg/L	30	50	90
Sulfatos	mg/L	20	30	50
Grasas y aceites	mg/L	50	90	100
Compuestos orgánicos volátiles (COV's)	µg/L	<100	100-400	>400
Coniformes totales	No/100ml	10 <sup>6</sup> -10 <sup>8</sup>	10 <sup>7</sup> -10 <sup>9</sup>	10 <sup>7</sup> -10 <sup>10</sup>
Coniformes fecales	No/100ml	10 <sup>3</sup> -10 <sup>5</sup>	10 <sup>4</sup> -10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup> -10 <sup>8</sup>

**Fuente:** Metcalf and Eddy, 2003

La concentración diluida esta basada en un flujo aproximado de agua residual de 750 L/habitante-d.

La concentración diluida esta basada en un flujo aproximado de agua residual de 460 L/habitante-d.

La concentración diluida esta basada en un flujo aproximado de agua residual de 240 L/habitante-d.

## A5. MEMORIA DE CÁLCULO

### a) CONCENTRACIÓN DE DEA EN LA ALIMENTACIÓN

Reacción estequiométrica de oxidación de DEA:



Cálculo de la DTeO:

$$DTeO = \left( \frac{7 \text{ mol } O_2}{1 \text{ mol } DEA} \right) \left( \frac{32 \text{ g } O_2}{1 \text{ mol } O_2} \right) \left( \frac{1 \text{ mol } DEA}{195 \text{ g } DEA} \right) = 2.13 \frac{\text{g } O_2}{\text{g } DEA}$$

Para una DQO =  $1.2 \frac{\text{g}}{\text{L}}$

$$DQO = DTeO \cdot C_{DEA}$$

$$C_{DEA} = \frac{DQO}{DTeO} = 0.56 \frac{\text{g } DEA}{\text{L}}$$

### b) VOLUMEN DE DEA EN LA ALIMENTACIÓN

La densidad de la DEA es:

$$\rho_{DEA} = 1.09 \frac{\text{g } DEA}{\text{mL}}$$

$$V_{DEA} = \frac{C_{DEA}}{\rho_{DEA}} = \frac{0.56 \frac{\text{g } DEA}{\text{L}}}{1.09 \frac{\text{g } DEA}{\text{mL}}} = 0.52 \frac{\text{mL } DEA}{\text{L}}$$

---

## A6. DEFINICIÓN DE LAS TÉCNICAS ANALÍTICAS

### A. pH

El potencial hidrógeno (pH) se define como logaritmo negativo de la actividad de los iones hidrógeno, y se representa con la siguiente ecuación 19:

$$pH = -\log_{10} [a_{H^+}]$$

El valor del pH se puede medir de forma precisa mediante un pHmetro, un instrumento que mide la diferencia de potencial entre dos electrodos: un electrodo de referencia (generalmente de plata/cloruro de plata) y un electrodo de vidrio que es sensible al ión hidrógeno.

En este caso para la cuantificación del pH en los reactores se utilizó el papel indicador de pH (Whatman pH indicador paper), esto se debió a que la amina es corrosiva, y el electrodo de inmersión del potenciómetro sufriría daños, por lo cual se decidió utilizar el papel indicador. La medición se realizó a muestras de la alimentación, de los reactores anóxico y aerobio, y del clarificado de los sedimentadotes.

### B. POTENCIAL REDOX

La medida del ORP demuestra la capacidad de óxido-reducción del sistema, causada directamente por las condiciones químicas de éste y que pueden ser inducidas por actividades microbiológicas.

La medición del ORP se realizó en la alimentación, en los reactores anóxico y aerobio, y en los sedimentadores; esta medición se realiza en intervalos de 4 minutos en un periodo de 20 min; la medición se realizó mediante el electrodo de combinado Redox Termo Orion 9678 BK (Figura A.1 a) utilizado con el equipo Plus Meter Termo Orion 525 A+ (Figura A.1 b).



a)

b)

**Figura A.1.** a) Plus Meter Thermo Orion 525 A+, b) electrodo de combinado Redox Thermo Orion 9678 BK

### C. OXÍGENO DISUELTO (OD)

En la determinación del OD se utilizó un medidor de oxígeno WTW Oxi197 (Figura A.2 a); el OD se determina por la inmersión de un sensor de oxígeno WTW Cellox 325 (Figura A.2 b) mostrando el valor en una pantalla de cristal líquido. Las determinaciones se realizaron a la alimentación, a los reactores anóxico y aerobio y a el clarificado de los sedimentadores.



a)

b)

**Figura A.2.** a) Medidor de O<sub>2</sub> WTW Oxi197, b) Sensor de O<sub>2</sub> WTW Cellox 325

#### D. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

La DQO es el volumen de oxígeno requerido para oxidar la fracción de MO de una muestra susceptible de oxidación mediante el dicromato o el permanganato en medio ácido (Ramalho, 1996). El sistema de medición de DQO Spectroquant de Merck está basado en las metodologías del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20<sup>a</sup> edición método 5220D y EPA Methods and Guidance for Analysis of Water 2<sup>a</sup> versión, método 410.4 de la US EPA. Una manera práctica de analizar el consumo de O<sub>2</sub> en la degradación de la MO en general, es medir el parámetro de DQO el cual consiste en la oxidación química de esta materia por un oxidante poderoso; es decir que corresponde a la cantidad O<sub>2</sub> requerido para la oxidación química de los constituyentes orgánica e inorgánica del agua.

El termoreactor utilizado para la digestión de las muestras a reflujo es el Termo reactor MERCK TR 300 (Figura A.3 a); y el equipo utilizado para la lectura de la concentración de DQO fue el espectrofotómetro SPECTROQUANT NOVA 60 de MERCK (Figura A.3 b); el Anexo A.8, a) presenta el diagrama de flujo de esta técnica, así como los intervalos de prueba; las pruebas se realizaron a muestras de la alimentación, del clarificado de los sedimentadores y a un blanco.



a)

b)

**Figura A.3.** a) Termo reactor MERCK TR 300, b) SPECTROQUANT NOVA 60



### E. NITRÓGENO KJELDAHL

El NTK es la suma del  $N_{ORG}$  y  $NH_4^+$ , en la siguiente reacción se presenta dicha relación.

$$NTK = N_{ORG} + NH_4^+$$

El método de referencia es la norma mexicana NMX-AA-026-SCFI-2001, el Anexo A.8, d) muestra el procedimiento utilizado y los cálculos correspondientes. Las muestras analizadas mediante esta técnica fueron a muestras de la alimentación, del clarificado de los sedimentadores y a un blanco.

### F. NITRÓGENO ORGÁNICO

El método de referencia es la norma NMX-AA-026-SCFI-2001; donde una muestra se trata mediante una digestión, posteriormente en un equipo de destilación rápida LABCONCO 65000-00 (Figura A.4) donde el destilado se recibe en el seno de una disolución de indicador mixto y ácido bórico.



**Figura A.4.** Equipo de destilación rápida LABCONCO 65000-00

El  $N_{ORG}$  en el destilado se determina mediante una titulación volumétrica con  $H_2SO_4$  y una solución de indicador mixto y ácido bórico.

El Anexo A.8, d) muestra el procedimiento utilizado en esta técnica y los cálculos correspondientes; las muestras analizadas mediante esta técnica fueron a muestras de la alimentación, del clarificado de los sedimentadores y a un blanco.

### **G. NITRÓGENO AMONIAICAL**

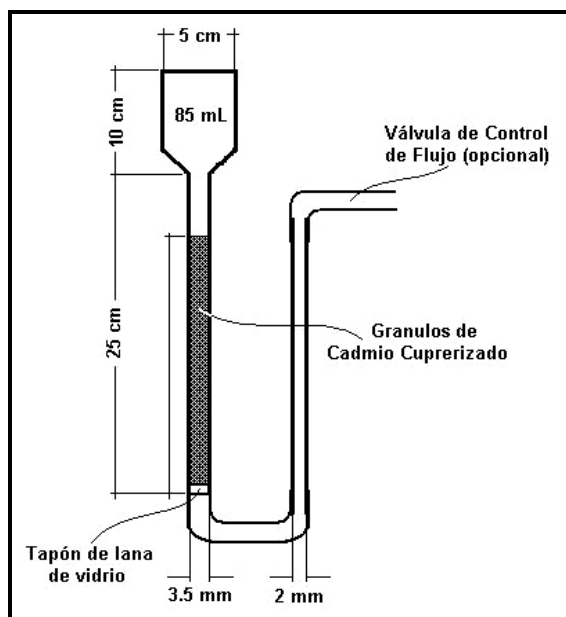
El método de referencia es la norma mexicana NMX-AA-026-SCFI-2001; donde una muestra se trata mediante una digestión, posteriormente dicha muestra es destilado en un equipo marca LABCONCO modelo 65000-00 (Figura A.4); el producto de este proceso es recibido en el seno de una solución de indicador mixto y ácido bórico.

El  $\text{NH}_3$  en el destilado se determina mediante una titulación volumétrica con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y una solución de indicador mixto y ácido bórico. El Anexo A.8, d) muestra el procedimiento utilizado en esta técnica así como los cálculos correspondientes. Las muestras analizadas mediante esta técnica son: alimentación, el clarificado de los sedimentadores y a un blanco.

### **H. NITRATOS ( $\text{NO}_3^-$ )**

En este método se establece el procedimiento para la determinación de  $\text{NO}_3^-$ , en muestras de aguas residuales, aguas residuales tratadas y aguas naturales. La Norma de referencia para esta determinación es la Norma mexicana NMX-AA-079-SCFI-2001.

El método se basa en la reducción de cadmio cuprerizado, en donde el  $\text{NO}_3^-$  se reduce cuantitativamente a  $\text{NO}_2^-$  en presencia de Cadmio (Cd). Comercialmente se encuentra disponible el Cadmio tratado con sulfato de cobre ( $\text{CuSO}_4$ ), el cual se encuentra empacado en columna de vidrio. La Figura A.5 muestra un esquema de la columna de Cadmio cuprerizado.



**Figura A.5.** Columna de reducción de Cd cuprerizado

El Anexo A.8, b) se muestra el procedimiento utilizado y los cálculos correspondientes. Las pruebas fueron realizadas a muestras de la alimentación y al clarificado de los sedimentadores.

## I. NITRITOS ( $NO_2^-$ )

En el procedimiento se establece la metodología para la determinación de  $NO_2^-$  en muestras de agua residual y agua tratada; la cual tiene como referencia la norma mexicana NMX-AA-099-1987. En el Anexo A.8, c) se muestra el diagrama de flujo utilizado y los cálculos correspondientes.

El método consiste en que los  $NO_2^-$  presentes reaccionen en medio ácido, por diazotación con la sulfanilamida para formar una sal de diazonio, la cual reacciona con el N-(1-Naftil) etilendiamina para formar un colorante azoico de color púrpura rojizo que se mide espectrofotométrica a 550 nm. Las muestras analizadas con esta técnica fueron las siguientes: alimentación, el clarificado de los sedimentadores y a un blanco.

## J. NITRÓGENO TOTAL

El NT es la suma del NTK ( $NH_4^+$  y orgánico) más los  $NO_2^-$  y los  $NO_3^-$ , como se muestra en la reacción siguiente:

$$NT = NTK + NO_3^- + NO_2^-$$

## K. SÓLIDOS TOTALES Y EN SUSPENSIÓN

Para cuantificar los SST, SVT, SST y las SDT se utilizó la Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001, en donde se establece el método para la determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

La técnica fue utilizada para analizar las muestras de los reactores anóxico y aerobio, la recirculación y del clarificado de los reactores anóxico y aerobio.

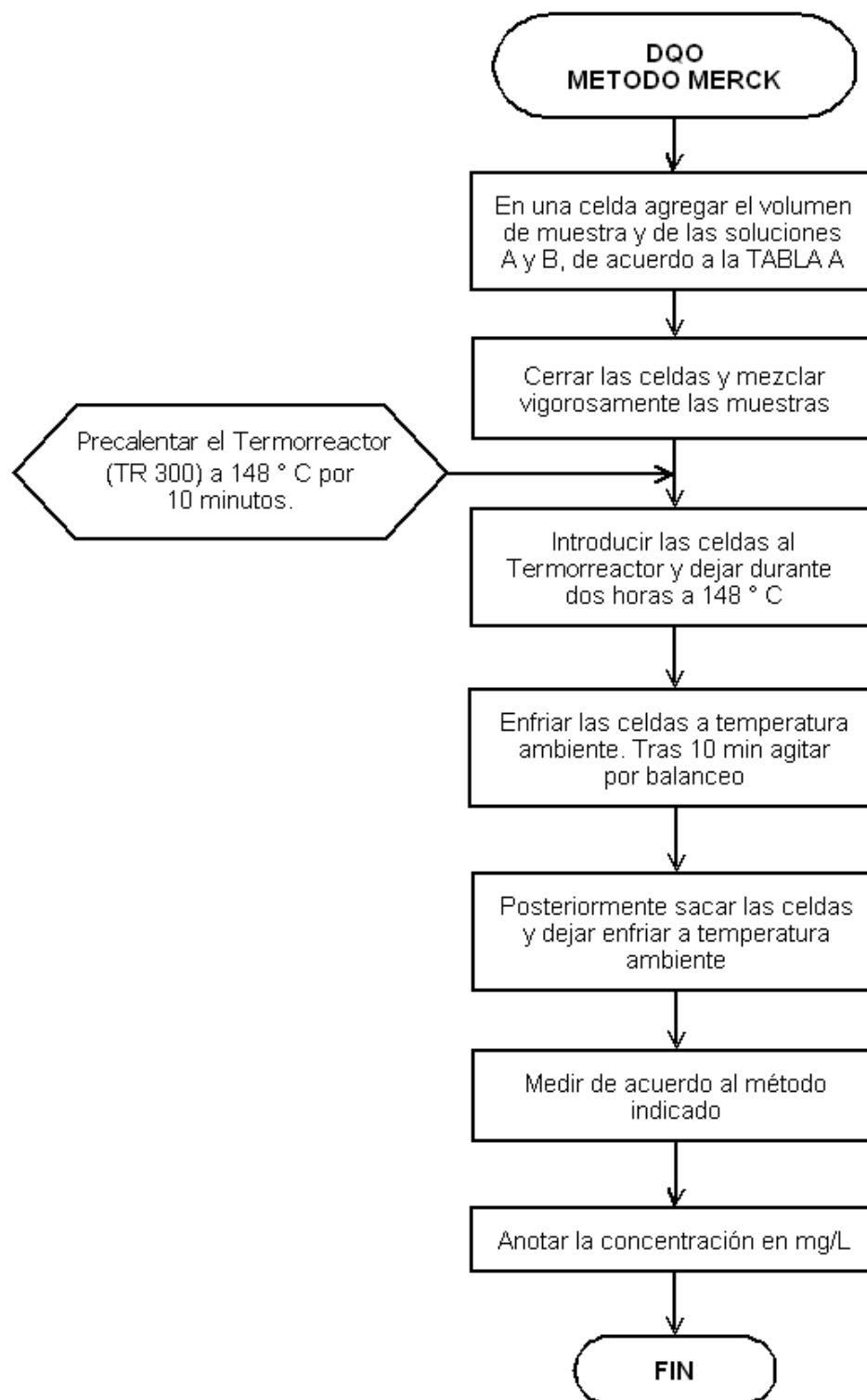
El método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas, así como la cantidad de MO contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos; en el Anexo A.8, e) se muestra el diagrama de flujo de esta técnica, así como los cálculos correspondientes. En la Figura A.6 se muestra el equipo de destilación rápida.



Figura A.6. Equipo de filtración rápida

## A7. PROCEDIMIENTOS DE TÉCNICAS ANALÍTICAS

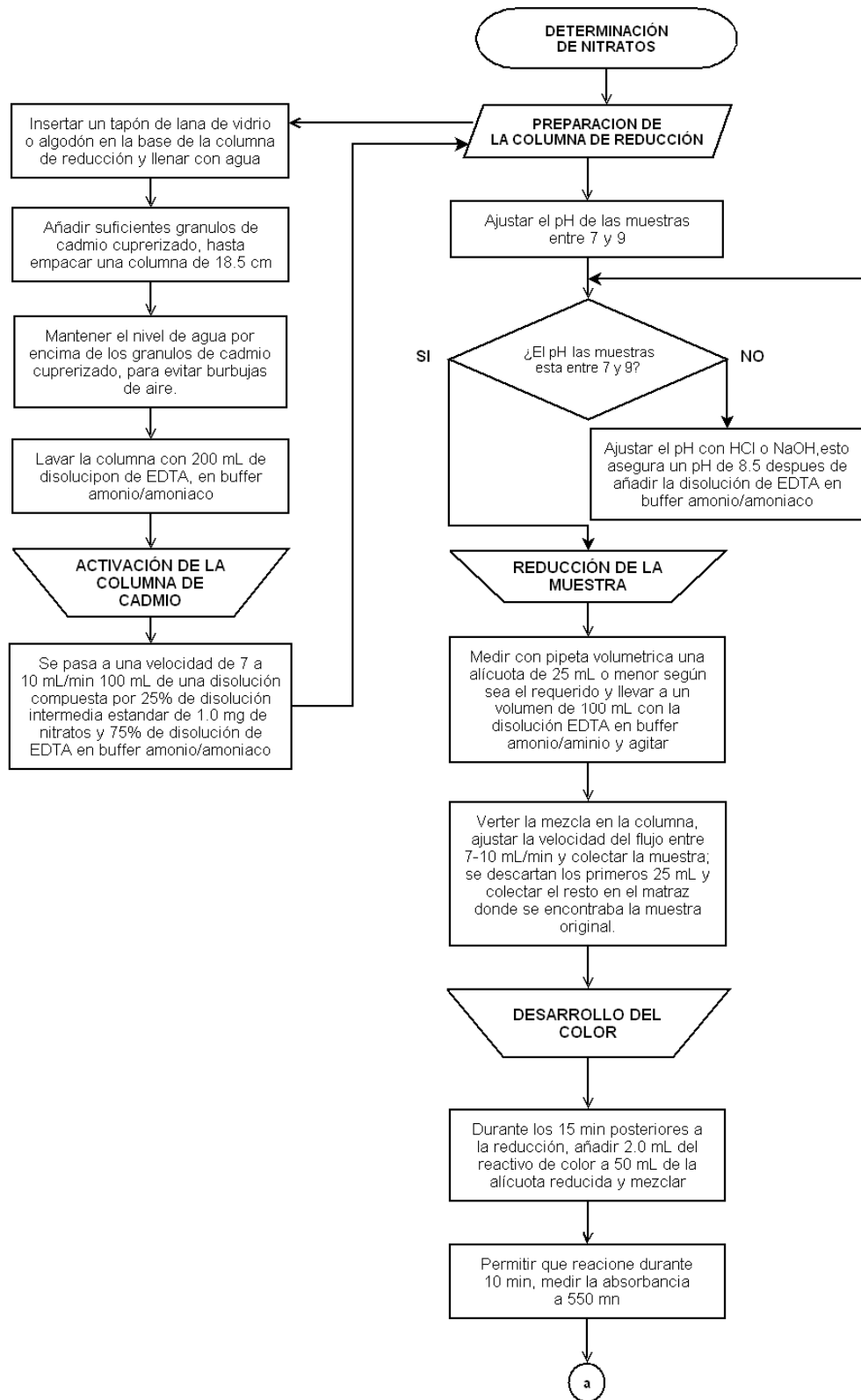
## a) DIAGRAMA DE FLUJO PARA LA DQO

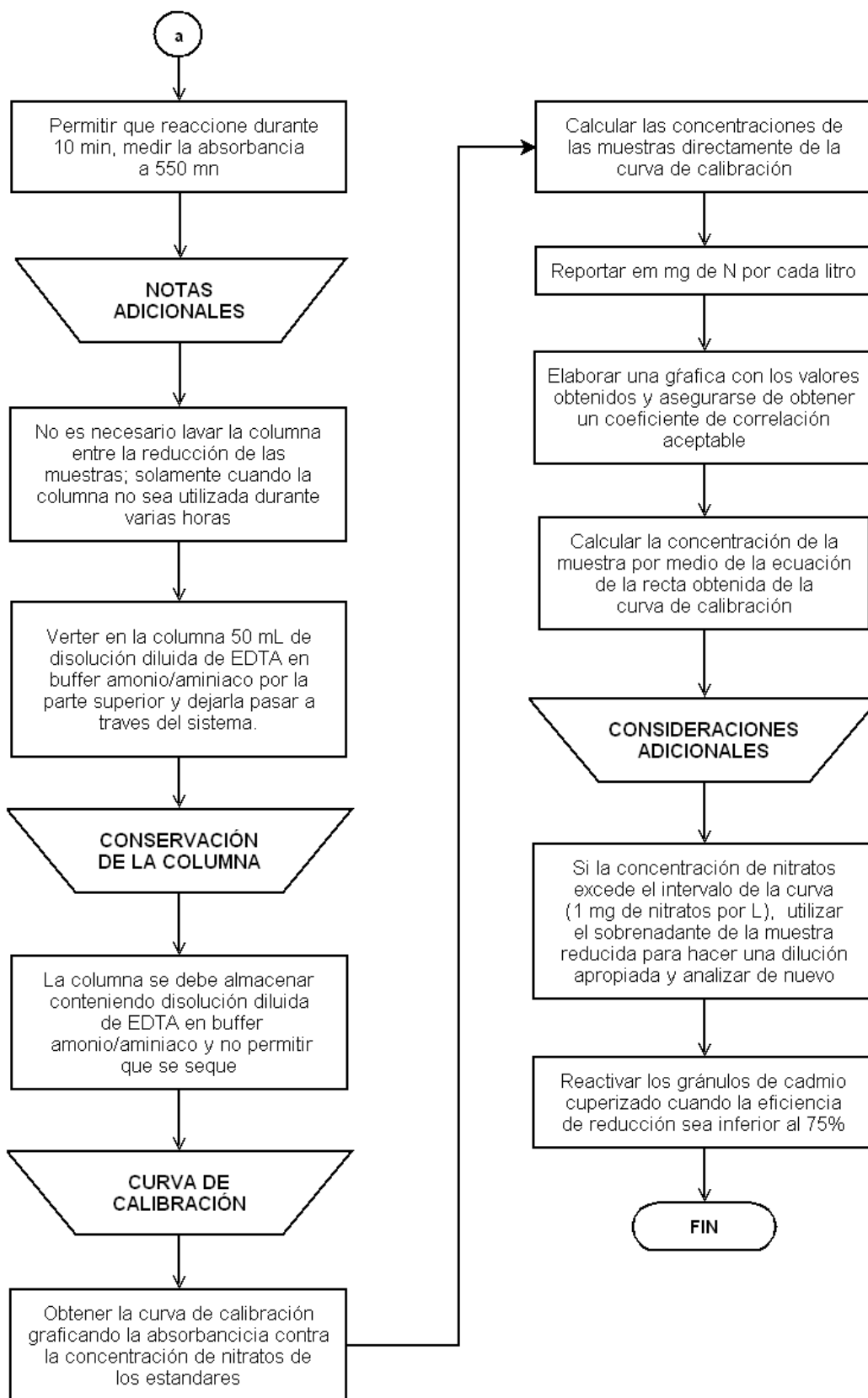


**Tabla B.** Soluciones A + B para DQO, (Hoja técnica)

<b>Celda de prueba</b>	<b>14560</b>	<b>14540</b>	<b>14541</b>	<b>14555</b>
	Mezclar	Mezclar	Mezclar	Mezclar
Solución A	No. Cat. 14538	No. Cat. 14538	No. Cat. 14538	No. Cat. 14679
Volumen de A	0.30 mL	0.30 mL	0.30 mL	2.20 mL
	+	+	+	+
Solución B	No. Cat. 14681	No. Cat. 14682	No. Cat. 14539	No. Cat. 14680
Volumen de B	2.85 mL	2.85 mL	2.30 mL	1.80 mL
	+	+	+	+
Volumen de muestra	3 mL	3 mL	3 mL	1 mL
Longitud de onda/Filtro	340 nm	446 nm	585 nm	585 nm
Intervalo de medición	4.0 a 40.0 mg/L DQO	10 a 150 mg/L DQO	100 a 1500 mg/L DQO	500 a 10000 mg/L DQO
Factor F (16 mm celda redonda)	-42	-215	1700	4600

## b) NITRATOS







### CÁLCULOS

- Es necesaria la valoración de la disolución de permanganato de potasio, con ácido sulfúrico en presencia de oxalato de sodio anhidro. La molaridad de disolución de permanganato de potasio se calcula de la manera siguiente:

$$\text{Molaridad}_{\text{KMnO}_4} = \frac{\text{g}_{\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4}}{(\text{A} - \text{B}) \cdot 0.33505}$$

donde:

- A** mL consumidos por muestra,
- B** mL consumidos por el blanco, y la Normalidad de disolución de permanganato de potasio  $\text{Normalidad}_{\text{KMnO}_4} = 5 \cdot \text{Molaridad}_{\text{KMnO}_4}$

- El contenido de  $\text{NO}_2^-$  en la disolución patrón de nitritos, se calcula de la siguiente manera:

$$\text{A} = \frac{[(\text{B} \cdot \text{C}) - (\text{D} \cdot \text{E})] 7}{\text{F}}$$

donde:

- A** mg  $\text{NO}_2^-$ /mL en la disolución madre de nitritos de sodio,
  - B** mL totales usados de permanganato de potasio,
  - C** Normalidad del permanganato de potasio estandarizado,
  - D** mL totales adicionados del estándar reductor (oxalato de sodio),
  - E** Normalidad del estándar reductor (oxalato de sodio)
  - F** mL de la disolución madre de nitrito de sodio (50 mL).
- Se requiere calcular el volumen G de la disolución madre de nitritos requerida para la disolución estándar intermedia de nitritos, de acuerdo a la siguiente fórmula:

$$\text{G} = \frac{12.5}{\text{A}}$$

donde:

- A** mg N- $\text{NO}_2$ /mL en la disolución madre de nitritos de sodio,

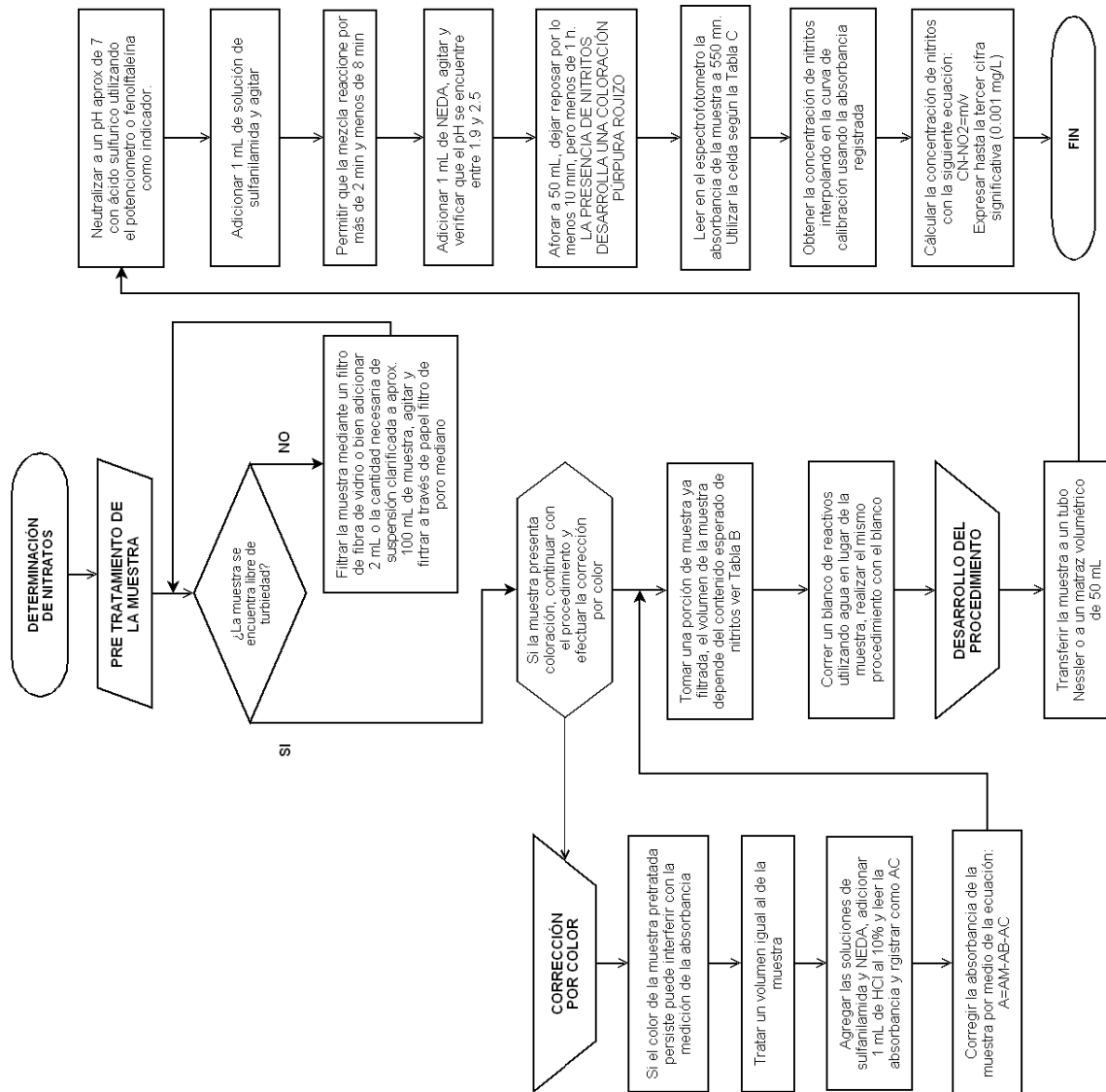
- Calcular la concentración de la muestra por medio de la ecuación de la recta obtenida de la curva de calibración representada por la siguiente ecuación:

$$Y = m \cdot X + b$$

donde:

- m** es la pendiente;
- b** es la ordenada al origen;
- Y** es la absorbancia, y
- X** es la concentración (mg N-NO<sub>3</sub>-/L).

## c) NITRITOS



## CÁLCULOS

- Corregir, la absorbancia de la muestra por medio de la ecuación:

$$A = AM - AB - AC$$

donde:

**A** Absorbancia corregida

**AM** Absorbancia de la muestra determinada

**AB** Absorbancia del blanco

**AC** Absorbancia de la muestra empleada para corrección de color en caso de muestras incoloras  $AC = 0$

- Calcular la concentración con la siguiente ecuación

$$CN-NO_2 = \frac{m}{v}$$

donde:

**CN-NO<sub>2</sub>** Concentración de N-NO<sub>2</sub> en la muestra,  
**m** µg de N-NO<sub>2</sub> leídos en la curva de calibración,  
**v** Volumen de la muestra utilizado en mL.

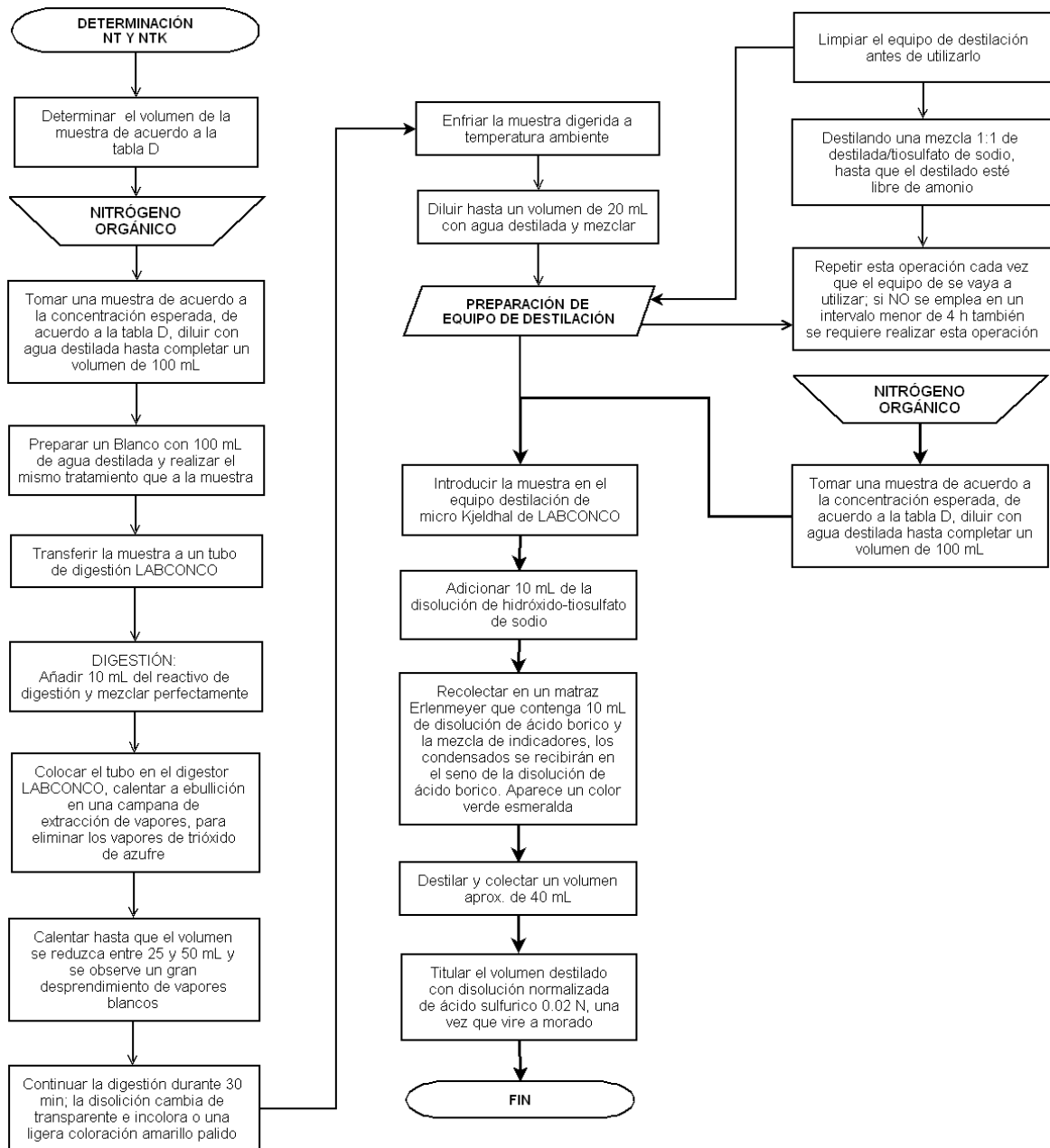
**Tabla C.** Patrones para elaboración de curva de calibración

TUBO	VOLUMEN DE SOLUCIÓN PATRON DE NITRITOS (mL)	µg de N-NO <sub>2</sub>
0	0.00	0.00
1	0.10	0.05
2	0.20	0.10
3	0.40	0.20
4	0.60	0.30
5	1.00	0.50
6	2.00	1.00
7	2.50	1.25
8	4.00	2.00
9	6.00	3.00
10	10.00	5.00
11	12.00	6.00
12	15.00	7.50
13	18.00	9.00
14	20.00	10.00
15	22.00	11.00
16	25.00	12.50

**Tabla D.** Elección de celda de acuerdo a la concentración de N-NO<sub>2</sub>

LONGITUD DE PASO DE LA LUZ DE LAS CELDAS cm	CONCENTRACIÓN DE N-NO <sub>2</sub> µg/L
1	2-250
2	2-0
10	2

d) NTK



**Tabla E.** Volumen de la muestra en función de la concentración de N.

CANTIDAD DE NITRÓGENO EN LA MUESTRA	VOLUMEN DE MUESTRA NECESARIO
mg/L	mL
0-1	500
1-10	250
10-20	100
20-50	50,0
50- 100	25,0

### CÁLCULOS

- Usar la siguiente ecuación para calcular la concentración de NT:

$$\frac{mg\ NTK}{L} = \frac{(A - B) \cdot N \cdot 14 \cdot 1,000}{V}$$

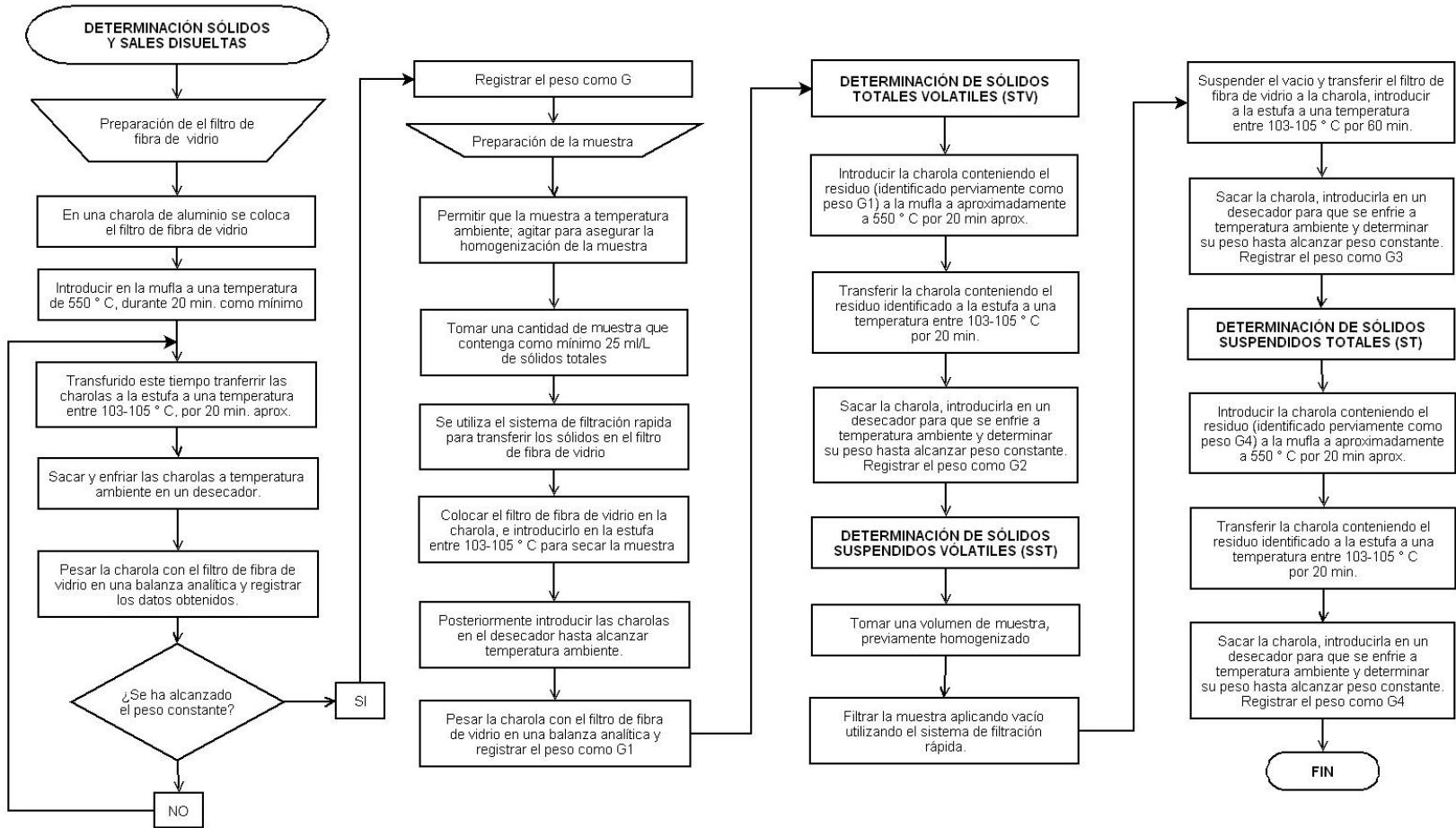
$$\frac{mg\ NH_3 - N}{L} = \frac{(A - B) \cdot N \cdot 14 \cdot 1,000}{V}$$

$$\frac{mg\ NTK}{L} = \frac{mg\ NH_3}{L} + \frac{mg\ N_{ORG}}{L}$$

$$\frac{mg\ N_{ORG}}{L} = \frac{mg\ NTK}{L} - \frac{mg\ NH_3}{L}$$

donde:

- A** mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación de la muestra;
- B** mL de ácido sulfúrico gastados en el blanco;
- N** Normalidad del ácido sulfúrico;
- V** mL de muestra;
- 14** peso equivalente del nitrógeno.



## Nomenclatura

ABREVIACIÓN	DEFINICIÓN	UNIDADES
<b>ST</b>	sólidos totales	mg/L
<b>SVT</b>	sólidos volátiles totales	mg/L
<b>SST</b>	sólidos suspendidos totales	mg/L
<b>SDT</b>	sólidos disueltos totales	mg/L
<b>G</b>	peso de la cápsula vacía	mg
<b>G1</b>	peso de la cápsula con el residuo, después de la evaporación	mg
<b>G2</b>	peso de la cápsula con el residuo, después de la calcinación	mg
<b>G4</b>	peso del crisol con el disco y el residuo seco	mg
<b>G5</b>	peso del crisol con el residuo, después de la calcinación	mg
<b>V</b>	volumen de muestra	mL

## CÁLCULOS

Sólidos totales:

$$ST = \frac{(G1 - G) * 1000}{V}$$

Sólidos totales volátiles:

$$SVT = \frac{(G1 - G2) * 1000}{V}$$

Sólidos suspendidos totales:

$$SST = \frac{(G2 - G3) * 1000}{V}$$

Sólidos disueltos totales:

$$SDT = ST - SST$$



## A8. NORMATIVIDAD

NORMA OFICIAL MEXICANA	FECHA DE PUBLICACIÓN EN EL D. O. F.	DESCRIPCIÓN
<a href="#">NOM-001-SEMARNAT-1996</a>	06/I/1997	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales.
<a href="#">NOM-002-SEMARNAT-1996</a>	03/VI/1998	Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado.
<a href="#">NOM-003-SEMARTAT-1997</a>	21/IX/1998	Establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
NOM-127-SSA1-1994		Salud ambiental, agua para uso y consumo humano límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización

- a) Limite máximo permisible de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (NOM-001-ECOL-1996)

PARÁMETROS	RIOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES			
	Uso en riego agrícola		Uso público urbano		Protección de vida acuática		Uso en riego agrícola		Uso público urbano	
mg/L										
Sólidos suspendidos totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60
Nitrógeno total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25

- b) Limite máximo para agua de uso y consumo humano (NOM-127-SSA1-1994).

PARÁMETROS	UNIDADES	LÍMITE PERMISIBLE
Nitratos	mg/L	10.00
Nitritos	mg/L	0.05
Nitrógeno amoniacal	mg/L	0.50

**A9. GLOSARIO**

- **AEROBIO:** Organismo que requiere oxígeno molecular (atmosférico o disuelto en el agua) para realizar sus funciones metabólicas.
- **AGUA:** Compuesto de dos partes de hidrógeno y una de oxígeno, que se encuentra en la tierra en estado sólido, líquido y gaseoso.
- **AGUAS RESIDUALES:** Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, Industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (NOM-001-SEMARNAT-1996).
- **AMBIENTE:** Conjunto de elementos y fenómenos como clima, suelo, otros organismos, que condicionan la vida, el crecimiento y la actividad de los organismos vivos.
- **ANAEROBIO:** Organismo que no requiere oxígeno molecular (atmosférico o disuelto en el agua) para realizar sus funciones metabólicas.
- **AMONIFICACIÓN:** Proceso de degradación de proteínas y aminoácidos, durante el cual se libera nitrógeno en forma de amoníaco ( $NH_3$ ) o ión amonio ( $NH_4^+$ ).
- **ASIMILACIÓN:** Conversión de nitrógeno inorgánico a moléculas inorgánicas de los seres vivos.
- **AUTÓTROFO:** Organismos que se nutren de por sí mismos.
- **BIODEGRADABLE:** Sustancia que se descompone o desintegra con relativa rapidez en compuestos simples por alguna forma de vida como: bacterias, hongos, gusanos e insectos.
- **CONTAMINACIÓN:** Es el deterioro, desequilibrio y toda otra acción que afecte negativamente el equilibrio natural de los seres vivos y del medio ambiente
- **CONTAMINACIÓN AMBIENTAL:** Es la presencia de sustancias nocivas y molestas en nuestros recursos naturales como el aire, el agua, el suelo, colocadas allí por la actividad humana en tal calidad y cantidad que pueden interferir la salud y el bienestar de las personas.
- **CLASIFICACIÓN DE AGUA RESIDUAL:** El agua residual depende del origen de las descargas y de la composición de las mismas, las cuales pueden ser: *domésticas*, descargas provenientes de las zonas habitadas, como las poblaciones y zonas comerciales públicas y similares; las cuales son resultado

de las actividades cotidianas de los seres humanos. *Industriales*, descargas provenientes industrias de la extracción, conservación transformación, elaboración, etc. *Agrícolas*, descargas provenientes del uso en siembra, cultivo y cosecha de productos agrícolas. *Pluviales* son provenientes de la lluvia, o bien por granizo o nieve.

- **DEGRADACIÓN:** Conducta consistente en capturar a otro organismo y alimentarse con él, siendo este último consumidor total o parcialmente.
- **DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO):** Es la cantidad estequiométrica de oxígeno requerida para oxidar en su totalidad la MO biodegradable.
- **DEMANDA TEORICA DE OXÍGENO (DTeO):** Es la cantidad estequiométrica de oxígeno requerida para oxidar en su totalidad un compuesto determinado, ya sea orgánico o inorgánico.
- **DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DOO):** Es la cantidad de oxígeno requerida para oxidar en su totalidad un compuesto determinado, ya sea orgánico o inorgánico.
- **EUTROFICACIÓN:** Enriquecimiento de un sistema acuático resultante de una entrada alta de nutrientes (fertilizantes o aguas negras). Las plantas crecen en exceso y los restos de su descomposición provocan la desoxigenación del agua, que se vuelve mal oliente y virtualmente muerta.
- **GAS AMARGO:** Es una mezcla que contiene impurezas como el ácido sulfhídrico (H<sub>2</sub>S) y dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), denominados gases amargos.
- **GAS HÚMEDO:** Contiene principalmente metano y otros hidrocarburos que son licuables a temperatura y presión ambiente; puede contener vapor de agua.
- **GAS POBRE O GAS SECO:** Contiene pequeñas cantidades de hidrocarburos diferentes al metano; el poder calorífico que presentan estas mezclas esta alrededor de 100 BTU/ft<sup>3</sup>; por lo general no contiene vapor de agua.
- **GAS DULCE:** Es una mezcla de gases que surge de la remoción o la eliminación de los compuestos amargos mediante el proceso de endulzamiento.
- **NUTRIENTES:** Son elementos químicos esenciales para la vida; por ejemplo, el carbono, el oxígeno, el nitrógeno, el azufre, el fósforo, el magnesio y el potasio.