

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

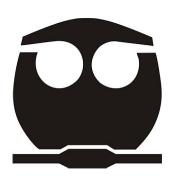
REMOCIÓN DE NITRÓGENO AMONIACAL DEL LIXIVIADO DE BASURA POR MEDIO DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO HORIZONTAL SUB-SUPERFICIAL

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE INGENIERO QUÍMICO

PRESENTA

VÍCTOR GABRIEL GALVÁN ROMERO







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.

JURADO ASIGNADO

PRESIDENTE: Víctor Manuel Luna Pabello

VOCAL:	Néstor Noé López	z Castillo
SECRETARIO:	José Luis Martíne	ez Palacios
1er SUPLENTE:	José Agustín Gar	cía Reynoso
2° SUPLENTE:	Gema Luz Andrad	ca Ayala
SITIO DONDE SE	DESARROLLÓ EL	TEMA:
	to de Ingeniería, Ci	udad Universitaria, UNAM, México D.F
04510, México.		
M. en I. José Luis	Martínez Palacios	
ASESOR		
Dr. Ignacio Monje	Ramírez	
SUPERVISOR TÉ	CNICO	
Víctor Gabriel Galv	ván Romero	
SUSTENTANTE		



ÍNDICE GENERAL

	PÁGINA
RESUMEN	<u>1-2</u>
Introducción	<u>3-4</u>
<u>Objetivos</u>	<u>4</u>
1. Antecedentes	<u>5-28</u>
1.1 Generación de residuos sólidos en la Ciudad de México	5-6
1.2 Lixiviados	6
1.2.1 Descomposición de los desechos sólidos y	
características del lixiviado generado	6-8
1.2.2 Variación en la composición del lixiviado	9-12
1.3 Tratamientos fisicoquímicos y biológicos	12
1.3.1 Tratamientos fisicoquímicos	12-14
1.3.2 Tratamientos biológicos	15-17
1.4 Humedales artificiales	17-21
1.4.1 Generalidades	17
1.4.2 Flujo	17-18
1.4.3 Medio de soporte	18
1.4.4 Vegetación	18-20
1.5 Remoción de contaminantes	22-28
1.5.1 Nitrógeno	22
1.5.1.1 Nitrificación	22-23





	PÁGINA
1.5.1.2 Desnitrificación	23-24
1.5.1.3 Volatilización	24
1.5.1.4 Adsorción	24-25
1.5.1.5 Asimilación por medio de las plantas	25-26
1.5.2 Sólidos suspendidos	26
1.5.3 Fósforo	26-27
1.5.4 Metales pesados	27
1.5.5 Demanda bioquímica de oxigeno (DBO)	27-28
2. METODOLOGÍA	<u>29-40</u>
2.1 Muestreo y almacenamiento de lixiviado	29
2.2 Análisis en laboratorio	29-30
2.2.1 pH y alcalinidad	31
2.2.2 Conductividad	31
2.2.3 Nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y nitrógeno amoniacal	31
2.2.4. Nitritos y nitratos	31
2.2.5 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	33
2.2.6 Demanda química de oxígeno (DQO)	33
2.2.7 Sólidos (sólidos disueltos totales, sólidos totales,	
sólidos suspendidos totales, sólidos totales volátiles)	33
2.2.8 Metales totales (Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺)	33
2.3 Parámetros ambientales	33
2.4 Ubicación del modelo experimental	34
2.4.1 Características del modelo	34
2.4.2 Volumen de agua en los tanques	34
2.4.3 Vegetación	35
2.4.4 Medio de soporte	35-36
2.4.5 Información adicional	36





	PÁGINA
2.5 Condiciones de experimentación:	
Pruebas de remoción de nitrógeno amoniacal	37
2.5.1 Operación Intermitente: Carga de contaminante y operación	37
2.5.2 Operación en continuo: Carga de contaminante y operación	38-39
2.5.3 Pruebas experimentales	39-40
3. RESULTADOS EXPERIMENTALES Y ANÁLISIS	<u>41-73</u>
3.1 Caracterización del lixiviado	41-42
3.2 Medio de soporte	42
3.3 Volumen de agua en los tanques	42
3.4 Vegetación	42-43
3.5 Pruebas de remoción de nitrógeno amoniacal	
del lixiviado en el humedal	43
3.5.1 Condiciones de dosificación de nitrógeno amoniacal	
en los tanques (pruebas intermitentes y en continuo)	43-44
3.5.2 Operación en proceso intermitente	45-57
3.5.2.1 Remoción de nitrógeno amoniacal	45-47
3.5.2.2 Aniones y alcalinidad	47-48
3.5.2.3 pH y conductividad	48-50
3.5.2.4 Evapotranspiración y evaporación	50-52
3.5.2.5 Balance de agua para las pruebas intermitente	52-55
3.5.2.6 Balance de nitrógeno para las pruebas intermitentes	56-57
3.5.3 Operación en proceso continuo	58-65
3.5.3.1 Tiempo de retención hidráulica (TRH)	58-59
3.5.3.2 Remoción de nitrógeno amoniacal	59-60
3.5.3.3 Aniones y alcalinidad	60-62
3.5.3.4 pH y conductividad	62-63
3.5.3.5 Balance de agua para las pruebas en continuo	63-64





	PÁGINA
3.5.3.6 Balance de nitrógeno para las pruebas en continuo	64-65
3.6 Parámetros ambientales: pruebas intermitentes y en continuo	65
3.7 Análisis de resultados	65-73
3.7.1 Caracterización del lixiviado	65-66
3.7.2 Remoción de nitrógeno amoniacal para las pruebas	
intermitentes con los tanques 3 y 4	66-68
3.7.3 Remoción de nitrógeno amoniacal para las pruebas en continuo	68
3.7.4 Balance de agua para las pruebas intermitentes y en continuo	69-71
3.7.4.1 Proceso intermitente	69-70
3.7.4.2 Proceso en continuo	70-71
3.7.5 Balance de nitrógeno para las pruebas intermitentes y en continuo	72-73
4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	<u>74-76</u>
REFERENCIAS	<u>77-79</u>
ANEXOS	<u>80-94</u>
Anexo A: Caracterización de lixiviados de diferentes	80-84
rellenos sanitarios	
Anexo B: Determinaciones	85-91
Anexo C: Muestreo Bordo Poniente	92
Anexo D. Equipos	93-94





RF.	SUME	=N

El lixiviado de la basura es uno de los subproductos de la degradación de la materia orgánica en un relleno sanitario que, por su contenido de nitrógeno amoniacal, entre otros compuestos solubles y en suspensión, requiere de tratamiento.

En este estudio se investigó la remoción de nitrógeno amoniacal del lixiviado de basura por medio de un humedal experimental de flujo sub-superficial, utilizando dos tanques (3 y 4) del humedal artificial: uno sembrado con *Phragmites spp.* en grava como medio de soporte operando en proceso intermitente y continuo, y, el otro solamente con grava en proceso intermitente, para evaluar y diferenciar el efecto de la grava y de la planta en el sistema de tratamiento.

El lixiviado muestreado y caracterizado proviene de la etapa IV del relleno sanitario Bordo Poniente, localizado al noreste de la Ciudad de México.

Las remociones de nitrógeno amoniacal obtenidas con el proceso intermitente en el tanque 3 que cuenta con *Phragmites spp.* y grava, fueron mayores al 90%, siendo la concentración máxima dosificada para estas pruebas de 40 mg/L de nitrógeno amoniacal con un TRH de 20 días. En el caso de las pruebas en proceso intermitente para el tanque 4, la concentración máxima dosificada fue de 15 mg/L de nitrógeno amoniacal con un TRH de aproximadamente 37 días, teniendo al final de la prueba una remoción del 90 %, del cual se asume que el 15 % fue adsorbido y el 75 % fue oxidado a nitratos.





La remoción de nitrógeno amoniacal para las pruebas intermitentes responde a una cinética de primer orden, variando la constante de remoción de 0.606 a 0.190 1/día para el tanque 3 y de 0.606 a 0.067 1/día para el tanque 4.

Con respecto a las pruebas en continuo con *Phragmites spp.*, se lograron remociones de nitrógeno amoniacal del orden del 70 y 63 % para las cargas de 6 y 10 mg/L, respectivamente, con TRH de aproximadamente 1.7 días.

Para lograr los niveles de remoción obtenidos durante las pruebas intermitentes y en continuo, se requirieron de volúmenes considerables de agua para el tratamiento; para el tanque 3 con las pruebas en intermitente, se requirieron de 890 a 2405 litros dependiendo de la concentración inicial de cada prueba, y, para las pruebas en continuo con el mismo tanque, de aproximadamente 735 litros para las pruebas de 6 y 10 mg/L de nitrógeno amoniacal. La diferencia en la forma de operación con los dos diferentes procesos hace que se requiera de un volumen diferente de agua para tratar una misma concentración de nitrógeno amoniacal.

Los resultados prueban que la planta *Phragmites spp.* tiene la capacidad de asimilar y remover el nitrógeno de una forma más rápida, en comparación con la película de microorganismos adherida a la grava, que corresponde a un proceso de nitrificación y no de remoción de nitrógeno como era de esperarse.





INTR	ODUC	CION

En la sociedad actual los rellenos sanitarios son la forma más común para la disposición final de los residuos sólidos generados. En la Ciudad de México son recolectadas diariamente en las 16 delegaciones alrededor de 12,000 toneladas de residuos sólidos, las cuales son transportadas fundamentalmente a las estaciones de transferencia (instalaciones intermedias entre las diversas fuentes generadoras de residuos sólidos y las plantas de selección o el sitio de disposición final) y en menor cantidad a las plantas de selección (contando actualmente con tres plantas de selección con una capacidad conjunta de 6500 toneladas por día, ubicadas en el Bordo Poniente, San Juan de Aragón y Santa Catarina) o directamente a los sitios de disposición final, (http://www.obras.df.gob.mx, Consulta: 10 abril 2011).

Unos de los problemas que conllevan los rellenos sanitarios es la generación de los lixiviados. Los lixiviados al ser sustancias altamente contaminantes hacen que su tratamiento sea indispensable; existiendo diversas alternativas, desde procesos fisicoquímicos (floculación-coagulación, ozonación, oxidación, entre otros), biológicos (lagunas aireadas, humedales artificiales) o una combinación de estos para la obtención de mejores resultados, tomando en cuenta que para poder ser descargados después de los tratamientos escogidos, estos tienen que cumplir con límites permisibles en los diversos contaminantes.

Los tratamientos biológicos debido a su confiabilidad, simplicidad y alta rentabilidad, han demostrado ser muy efectivos en la remoción de materia





orgánica y materia nitrogenada de lixiviados inmaduros cuando la relación de DBO₅/DQO tiene un valor alto, (Renou *et al.*, 2008).

En el presente trabajo se evalúa la capacidad que tiene un humedal artificial de flujo horizontal sub superficial (HAFHSS) para remover el nitrógeno amoniacal del lixiviado de basura, comparando el proceso con plantas y exclusivamente con el medio de soporte y con dos modos de operación (proceso continuo e intermitente).

Esta investigación consiste en una revisión bibliográfica, una metodología para el desarrollo de la parte experimental, resultados experimentales y su análisis y, finalmente, conclusiones.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar la capacidad de un humedal artificial de flujo horizontal sub-superficial para remover nitrógeno amoniacal del lixiviado de basura.

Objetivos particulares

Adaptar el modelo de humedal artificial experimental para obtener la remoción de nitrógeno amoniacal del lixiviado de basura.

Comparar la remoción de nitrógeno amoniacal en un sistema sembrado con la planta *Phragmites spp.* y grava como medio de soporte y un sistema conteniendo solamente grava como medio de remoción.

Experimentar en proceso intermitente y continuo para comparar la eficiencia de remoción.

W



1	1	
	ı	
	ı	

ANTECEDENTES

1.1 Generación de residuos sólidos en la Ciudad de México

En la Ciudad de México se generan diariamente alrededor de 12,000 toneladas de residuos sólidos, las diferentes delegaciones tienen a su cargo la recolección de estos y su transporte fundamentalmente a las estaciones de transferencia y en menor medida a las plantas de selección o directamente a los sitios de disposición final, (http://www.obras.df.gob.mx, Consulta: 10 abril 2011).

Para la disposición de residuos sólidos se cuenta como único sitio el Relleno Sanitario Bordo Poniente etapa IV, ubicada en el área del antiguo lago de Texcoco, previo al depósito en los sitios de disposición final, se coloca una geomembrana de polietileno de alta densidad, para evitar la filtración de lixiviados a los mantos freáticos e incluso al acuífero. Los sitios de disposición final, al saturarse son reforestados y convertidos en áreas verdes destinadas a la recreación, (http://www.obras.df.gob.mx, Consulta: 10 abril 2011).

Unos de los problemas que conlleva el uso de los rellenos sanitarios es la generación de los lixiviados, para el año 2015, en la etapa IV del Bordo Poniente, se estima una producción de lixiviados de 182 mil m³/año con una media de 267 mil m³/año, calculado para la M-VII del relleno sanitario (Presentación del Instituto de ingeniería UNAM, M.I. Natalia del Pilar Parra Piedrahita y el Dr. Efraín Ovando Shelley).





En el relleno sanitario Bordo Poniente, se cuenta con una planta para el tratamiento de los lixiviados *in situ*, la cual consiste en una combinación de diversos procesos fisicoquímicos (acidificación, neutralización, coagulación, oxidación química y filtración en arena), esta planta de tratamiento opera en paralelo con dos módulos, a la cual se alimenta un gasto de 1.5 L/s de lixiviado, proveniente de las etapas I y II (estas cuentan con un área superficial de 155 hectáreas de área superficial y producen entre 180 y 500 m³/d de lixiviados estabilizados) del relleno sanitario. El costo por el tratamiento es de \$12.9 USD/m³ de lixiviado, teniendo remociones de materia orgánica como DQO del 40 al 60%, (Monje, 2004).

1.2 Lixiviados

La filtración de agua a través de los residuos sólidos, da lugar a reacciones químicas, biológicas y procesos físicos, los cuales en conjunto con los procesos bioquímicos que se llevan a cabo en estos, producen aguas que son altamente contaminantes o comúnmente llamados lixiviados, (McBean *et al.*, 1999).

1.2.1 Descomposición de los desechos sólidos y características del lixiviado generado

Existen diferentes mecanismos que afectan la descomposición de los desechos en un relleno sanitario conforme este envejece, McBean *et al.*, (1999), identifican en estos diferentes fases.

Fase 1. La fase de hidrólisis o acidificación se lleva a cabo en un ambiente aerobio, siendo típicamente breve y una vez que el oxígeno disponible del desperdicio es consumido, la descomposición aeróbica termina.

Fase 2. Inicia con la actividad de organismos anaeróbicos y facultativos, incluyendo bacterias acetogénicas, hidrolizando y fermentando la celulosa, produciendo compuestos simples y solubles tales como son los ácidos grasos





volátiles (los cuales producen una alta demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)) y amoniaco.

Los lixiviados producidos durante esta fase se caracterizan por tener valores altos de DBO₅ y de la relación DBO₅/DQO, indicando que grandes proporciones de los compuestos solubles orgánicos son fácilmente biodegradables, contando con valores ácidos de pH, fuertes olores desagradables y concentraciones altas de amoniaco; debido a que la solubilidad de los metales se favorece en medios ácidos se pueden encontrar en concentraciones altas. La fase dos también envuelve un crecimiento lento de bacterias metanogénicas que poco a poco se afianzan y consumen compuestos orgánicos simples, produciendo una mezcla de CO₂ y metano.

Fase 3. En esta fase las bacterias son capaces de remover los compuestos solubles orgánicos (principalmente ácidos grasos), existiendo un decaimiento en los valores de DQO y DBO₅ durante el tiempo que dure dicha fase.

Los lixiviados que se generan durante la fase 3 se caracterizan por tener valores relativamente bajos de DBO₅ y de la relación DBO₅/DQO, el nitrógeno amoniacal continua siendo liberado por la primera etapa del proceso acetogénico y estará presentes en concentraciones altas en el lixiviado.

La composición del lixiviado en la fase 3 corresponde a niveles altos de pH, bajas concentraciones de ácidos volátiles y concentraciones altas en compuestos orgánicos no biodegradables tales como los ácidos fúlvicos y húmicos.

La variación en la concentración de DBO₅ y DQO con respecto al tiempo se representa en la figura 1.1, y en la figura 1.2 se representa la variación de pH conforme son degradados los ácidos orgánicos biodegradables con respecto al tiempo.



>ágina 7

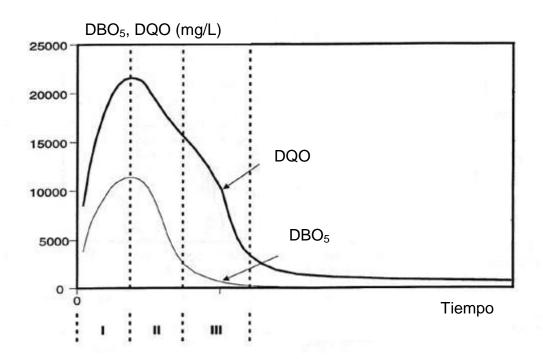


Figura 1.1 Cambio en la concentración de DQO y DBO₅ con respecto al tiempo, modificada de McBean *et al.*, (1999).

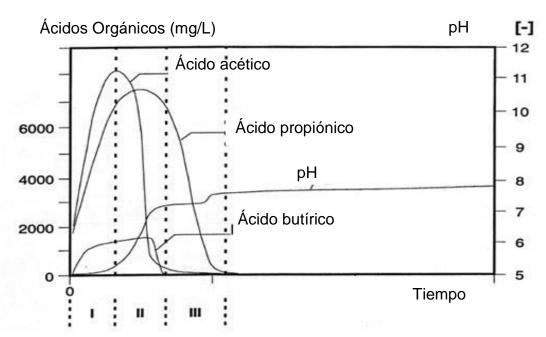


Figura 1.2 Cambio en la concentración de ácidos orgánicos en el lixiviado con respecto a el tiempo, modificada de McBean *et al.*, (1999).







1.2.2 Variación en la composición del lixiviado

Varios son los factores que afectan la producción y calidad de los lixiviados, encontrando diferentes características en distintos rellenos sanitarios e incluso de un mismo lugar. Entre estos factores se encuentran, el diseño (cubrimientos permeables que limitan la cantidad de agua que se filtra al relleno sanitario, variando desde arcilla, plásticos, etc.), el clima (cantidad de precipitación anual que se tiene así como la evaporación de agua en el relleno), la composición (contenido de agua presente en los residuos), el grado de compactación (entre menor sea esta se tendrá una mayor filtración) y edad del relleno sanitario, (Johansen *et al.*, 1976). Generalmente, dependiendo de la edad en que el relleno sanitario se encuentre, se tendrá un lixiviado con características diferentes en los diversos parámetros con los que es representado (pH, DQO, DBO₅, nitrógeno amoniacal, DBO₅/DQO, nitrógeno total Kjeldahl, sólidos suspendidos y metales pesados), (Kulikowska *et al.*, 2008; Chen, 1995).

En algunas ocasiones la composición de los lixiviados no corresponde con la edad del relleno sanitario, existen lixiviados provenientes de rellenos sanitarios jóvenes que presentan niveles altos de pH y valores bajos en la relación DBO₅/DQO, este tipo de composición en el lixiviado es afectado generalmente por varios factores, ejemplo de estos son, la colocación de nuevas capas de desechos en las capas viejas ya parcialmente estabilizadas y reciclando el lixiviado no tratado en el relleno sanitario. Los ácidos volátiles grasos presentes en los lixiviados de desperdicios frescos, al ser pasados a través de las capas viejas y estabilizadas, son degradados por las bacterias metanogénicas, (Bodsek *et al.*, 2004).

Análisis de los parámetros químicos más importantes (DQO, nitrógeno, fosforo, entre otros) no solo darán información sobre el progreso de los procesos biológicos presentes en el relleno sanitario, sino también indicaran los principales contaminantes que deben ser removidos del lixiviado antes de ser descargados, (Chu *et al.*, 1994).







En las tablas 1.1 y 1.2 se resumen características analíticas y parámetros relevantes de lixiviados generados con respecto a la edad de los rellenos sanitarios.

Tabla 1.1 Composición del lixiviado de diferentes sitios, modificada de Chu *et al.*, (1994).

Referencia	(Chu, y otros, 1994)	(Chu, y otros, 1994)	Henry y otros 1987	Henry y otros 1987	Henry y otros 1987	Robinson y Grantham 1988
		N	lombre del re	elleno sanitar	rio	
Parámetro	JB* HK	GDB* HK	Keele Valley*, Canadá	Brock North*, Canadá	Bearc Road*, Canadá	Bryn Posteg*, UK
Edad	3.5	11	1.5	8	18	<4
рН	7.2-8	7.2-8.4	5.8	6.35	6.58	5.8
Conductividad	8.5-12	2.5-11.8	-	-	-	-
Salinidad	7.2-15.1	4-9.5	-	-	-	-
DQO	489-1670	147-1590	13780	3750	-	5518
DBO ₅	-	-	9660	1100	930	3670
Sólidos totales	2680- 5580	920-4500	12730	5280	3070	-
Sólidos volátiles	685-1580	498-1580	6300	1350	1300	-
Sólidos fijos	1770- 4010	398-2923	6430	3930	1770	-
N-Kjeldahl	675-1840	137-1060	212	42	75	157
N- amoniacal	594-1610	65-883	42	36	10	130
N- nitrato/nitrito	0.06-0.31	21.6-179	-	-	-	-
P total	2.72-14.1	0.36-2.78	0.77	0.11	0.15	-
Orto fosfato	1.17-12.8	0.35-2.78	-	-	-	-

Los valores se encuentran en mg/L excepto pH, edad (años), conductividad (mmhoms/cm) y salinidad (ppt); "-"; *: Relleno sanitario.







Tabla 1.1 (continuación).

Referencia	(Chu, y otros, 1994)	(Chu, y otros, 1994)	Henry y otros 1987	Henry y otros 1987	Henry y otros 1987	Robinson y Grantham 1988
Parámetro	JB*	GDB*	Keele	Brock	Bearc	Bryn
Farameno	HK	HK	Valley*, Canadá	North*, Canadá	Road*, Canadá	Posteg*, UK
		Cont	enidos solub	les		
CI	464-1337	140-1103	-	-	-	522
K	270-632	78-416	-	-	-	195
Na	484-1190	132-743	-	-	-	904
Mg	35-63	9-26	-	-	-	40
		Cor	tenidos total	es		
Cd	<0.01	<0.02	0.1	0.02	0.008	<0.1
Cr	0.03-0.015	0.02-0.23	-	-	-	<0.1
Cu	<0.05	0.01-0.13	0.19	0.11	0.05	0.13
Fe	1.14-3.25	1.26-5	1070	500	36	242
Mn	0.05-0.24	0.05-1.30	-	-	-	40
Ni	0.07-0.18	0.04-0.17	1.08	0.01	-	<0.1
Pb	0.03-0.12	<0.10	-	-	-	<0.1
Zn	0.24-2.55	0.13-0.39	5.04	0.22	0.19	4.9
		Cont	enidos solub	les		
Cd	<0.01	<0.01	-	-	-	-
Cr	0.03-0.15	0.02-0.22	-	-	-	-
Cu	<0.05	0.01-0.13	-	-	-	-
Fe	0.67-2.23	1.01-3.45	-	-	-	-
Mn	0.02-0.24	0.05-0.64	-	-	-	-
Ni	0.03-0.18	0.03-0.13	-	-	-	-
Pb	<0.08	<0.02	-	-	-	-
Zn	0.23-2.55	0.12-0.32	-	-	-	-

Los valores se encuentran en mg/L excepto pH, edad (años), conductividad (mmhoms/cm) y salinidad (ppt); "-"; *: Relleno sanitario.





Tabla 1.2 Clasificación del lixiviado con respecto a la edad, modificada de Renou S. *et al.*, (2008).

Parámetro	Joven	Intermedio	Viejo
Edad (años)	<5	5-10	>10
рН	6.5	6.5-7.5	>7.5
DQO (mg/L)	>10000	4000-10000	<4000
DBO ₅ /DQO	>0.3	0.1-0.3	<0.1
Compuestos	80% de ácidos	5- 30% de ácidos	Ácidos húmicos y
orgánicos	volátiles grasos	volátiles grasos +	fúlvicos
		ácidos húmicos y	
		fúlvicos	
Metales pesados	Baja	Media	Baja
Biodegradabilidad	Importante	Media	Baja

1.3 Tratamientos fisicoquímicos y biológicos

Se han diseñado distintos procesos para evitar que los lixiviados contaminen aguas superficiales y mantos freáticos, teniendo a la disposición tratamientos fisicoquímicos, biológicos o una combinación de estos para obtener mejores resultados.

Las características fisicoquímicas de los lixiviados utilizados en los siguientes estudios se encuentran en el anexo A.

1.3.1 Tratamientos fisicoquímicos

Los tratamientos fisicoquímicos incluyen la reducción de sólidos suspendidos, partículas coloidales, materia flotante, color y componentes tóxicos por cualquiera de los siguientes tratamientos: coagulación-floculación, adsorción, oxidación química y extracción por arrastre con aire, (Renou S. *et al.*, 2008).







Trabajando con tres tipos de tratamientos (coagulación-floculación seguido de ozonación y extracción por arrastre con aire) Silva *et al.*, (2004), reportan remociones con el proceso de coagulación-floculación en los parámetros de DQO del 23 y 27%, COT de 15 y 24% y de un 70 y 69% en la remoción de color, utilizando sulfato de aluminio como coagulante, al final del tratamiento la mayor parte de los compuestos orgánicos seguían presentes en el lixiviado, las bajas concentraciones de metales pesados y otros iones no fueron removidos debido al pH de 4.5 con el que se trabajó, señalando que la utilización del coagulante incrementa la concentración de aluminio en el agua residual de los efluentes.

Inmediatamente después del tratamiento de coaquiación-floculación procedieron a ozonar, obteniendo remociones en DQO del 2.5, 2.0, 12 y 48%, COT del -18,-12.5,-18,-10% y en la remoción de color del 36, 61, 78 y 87%, con dosificaciones de 0.1 g O₃/L, 0.5 g O₃/L, 1.5 g O₃/L y 3.0 g O₃/L, respectivamente, el termino de dosis de ozono en este trabajo corresponde a la cantidad de O₃ absorbido por litro de efluente. El porcentaje negativo que aparece en la remoción de COT (dando un incremento en la concentración), probablemente se deba a que durante el análisis de COT, las moléculas de alta masa molecular que se encuentran originalmente en el lixiviado no fueron completamente oxidadas, la ozonación causa la partición de dichas moléculas, generando compuestos con baja masa molecular, que pueden ser parcial o completamente oxidados durante el análisis y detectados por el equipo. Aunque la oxidación que ocurre durante el proceso de ozonación, no fue lo suficientemente avanzada para garantizar la mineralización de los compuestos orgánicos, fue suficiente para asegurar que los compuestos que le dan color al lixiviado fueran oxidados y partidos, causando así una remoción mayor de color mientras las dosis va en aumento.

Por medio de extracción por arrastre con aire, al final del tratamiento, obtuvieron una concentración menor a 5 mg/L de nitrógeno amoniacal con un tiempo aproximado de 96 horas. El inconveniente en este proceso es la formación de espuma, haciendo necesario el uso de una pequeña cantidad de líquido en el







recipiente y un flujo de aire moderado, ocasionando un alargamiento en el tiempo del proceso.

Aziz *et al.*, (2007), estudiaron la remoción de color de un lixiviado proveniente de un vertedero semi-aeróbico, utilizando diferentes tipos de coagulantes (alumbre, FeCl₃, Fe₂(SO₄)₃ y FeSO₄) y observando el efecto que tienen la dosis y el pH en el tratamiento. Reportando que para la remoción de color, el pH óptimo de tratamiento fue de 4 y 12, donde el coagulante FeCl₃, tiene una capacidad superior de remoción (mayor al 94%) comparado con los otros coagulantes, a pH de 4 y dosis de 800 mg/L. Con una dosis de coagulante (FeCl₃) incrementada a 1200 mg/L, obtuvieron remociones de color, turbiedad, sólidos suspendidos y DQO del 92, 95, 94 y 51%, respectivamente.

Méndez et al., (2009), hacen la comparación de cuatro tipos de tratamientos, coagulación-floculación, flotación, adsorción y oxidación Fenton. Reportan una pobre eficiencia en el tratamiento por coagulación-floculación debido a que el lixiviado utilizado contenía una baja concentración de sólidos suspendidos, obteniendo los mejores resultados a un pH de 2.5, para una remoción del 40% de DQO. En las pruebas de adsorción, las eficiencias de remoción de DQO, se redujeron de 60 a 30% en las primeras 80 horas (tiempo retención de 8 horas), y en las primeras 60 horas (tiempo de retención de 4 horas).

Con el tratamiento de flotación se observaron mejores remociones a niveles bajos de pH, obteniendo remociones del 37% de DQO, a pH 2 y una presión de 5 kg/cm², y, para sólidos solubles totales y sólidos totales, con un pH de 1 y una presión de 3 kg/cm², se obtuvieron remociones del 39% y 30%, respectivamente.

En el proceso de reacción de oxidación Fenton obtuvieron remociones del 77% de materia orgánica medida como DQO soluble, con dosis de 600 mg/L de H_2O_2 (peróxido de hidrógeno) y 1000 mg/L de Fe^{2+} , con un tiempo de contacto de 20 horas y un pH de 4.







1.3.2 Tratamientos biológicos

Debido a su confiabilidad, simplicidad y alta rentabilidad, los tratamientos biológicos son comúnmente utilizados para la remoción en lixiviados que contienen altas concentraciones de DBO. La biodegradación es llevada a cabo por microorganismos, los cuales pueden degradar compuestos orgánicos a dióxido de carbono y lodos bajo condiciones aeróbicas, y, a biogás bajo condiciones anaeróbicas. Los procesos biológicos han demostrado ser muy efectivos en la remoción de materia orgánica y materia nitrogenada de lixiviados inmaduros, cuando la relación de DBO/DQO tiene un valor alto. Con el tiempo la presencia de ácidos fúlvicos y húmicos tienden a limitar la efectividad del proceso, (Renou *et al.,* 2008).

Utilizando un sistema conectado de 4 lagunas aireadas, Mehmood *et al.*, (2009), reportan remociones generales en DQO del 75% (TRH 56 días) y del 80% de la carga de nitrógeno durante todo el tratamiento.

Yalcuk *et al.*, (2009), evaluaron experimentalmente la remoción de contaminantes orgánicos, amoniaco y metales pesados contenidos en el lixiviado de un relleno sanitario con un sistema de humedales artificiales (FV, FV, FH), plantando *Typha latifolia* como vegetación depuradora y diferentes tipos de materiales como medio de soporte (FV1 con arena, zeolita y una capa de grava con diferente granulometría, FV2 con arena y una capa de grava de dos tipos de granulometría y FH con grava de 7-15 mm).

Cada sistema operó a un flujo de 10 L/día y tiempos de retención hidráulica del orden de 12 días para cada proceso. Con los resultados obtenidos, lograron remociones promedio en cada uno de los sistemas experimentales descritos en, NH₄-N del 62.3, 48.9 y 38.3%, DQO del 27.3, 30.6 y 35.7%, PO₄-P del 52, 51.9 y 46.7%; y, en el caso de Fe (III) la remoción fue de 21, 40 y 17%, respectivamente.







Manejando un humedal artificial de flujo sub-superficial, utilizando *Typha augustifolia* como planta depuradora y conformado de cuatro tanques de concentro (1 metro de ancho, 3 metros de largo y un metro de profundidad) llenados con grava en las zonas de entrada y salida (granulometría de 30-60 mm con profundidad de 0.8 metros), con arena en la zona de plantación (1 a 2 mm de granulometría), y una profundidad del agua de 0.7 metros, Chiemchaisri *et al.*, (2009), estudiaron la eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos y de nitrógeno con dos clases de lixiviado (joven y estabilizado) experimentando con tres tiempos de retención hidráulica 28,10 y 5 días.

La eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos en términos de DBO₅ y DQO, alcanzaron valores mayores al 90% al tratar el lixiviado joven con tiempos de retención hidráulica de 28 y 5 días; en el caso del NTK se obtuvo una remoción moderada del orden del 36-43% con tiempos de retención de 28 y 10 días. Con respecto al lixiviado estabilizado la remoción del NTK fue del 40% con un tiempo de retención de 10 días controlando la concentración del influente (100-300 mg/L).

En otro estudio, se obtuvieron eficiencias en la remoción de DQO, DBO₅, nitrógeno amoniacal, fósforo total, sulfuros, cloruros y Fe del 50, 59, 51, 53, 49, 35 y 84%, respectivamente, experimentando con un sistema híbrido de humedales artificiales interconectados de flujo vertical y horizontal, conteniendo como medio de soporte una mezcla de arena y grava en los sistemas verticales y grava en el sistema horizontal, los cuales cubrían una superficie de 311 m² con una carga hidráulica intermitente de 0.5 cm/d. En los sistemas que monitorearon durante 7 años, se utilizaron como plantas acuáticas *Phragmites australis* y *Typha latifolia*, (Bulc, 2006).

Utilizando un sistema compuesto de un estanque anaeróbico (400 m³), una laguna aireada (4000 m³), dos humedales artificiales horizontales de flujo sub-superficial en paralelo (cada uno de 400 m²) y finalizado con un humedal artificial de flujo superficial (2000 m²) para tratar un flujo de 120 m³/d, Mæhlum (1995), obtuvo







remociones globales de compuestos orgánicos, N, P, Fe y patógenos, del orden del 70-95% en todo el sistema. En los humedales de flujo subsuperficial sembraron *Phragmites australis* y *Typha latifolia* con medio de soporte de grava y agregados de arcilla, y en el de flujo superficial *Scirpus y Typha*.

1.4 Humedales artificiales

1.4.1 Generalidades

Los humedales artificiales, son sistemas biológicos que han sido diseñados y construidos para tomar ventaja de los diferentes procesos que ocurren en los sistemas naturales, pero con un medio más controlado, involucrando el uso de plantas acuáticas, suelos y conjuntos de sistemas microbianos para asistir el tratamiento de aguas residuales, (Vymazal, 2005). Son sistemas usados típicamente por ser de bajo costo y fácil operación, y pueden ser clasificados por el tipo de planta que utilizan y por el régimen del flujo de agua, (Vymazal, 2007; Editorial, 2005; Haberl *et al.*, 1995).

El inicio en la utilización de humedales artificiales como medio de depuración lo llevó a cabo Käthe Seidel en Alemania a principios de 1950, utilizando éste para la remoción de fenol por medio de la planta *Scirpus lacustris,* (Wood *et al.,* 1994). A través de los años este tipo de sistema se fue difundiendo, los primeros humedales artificiales de flujo superficial fueron construidos en 1967-69 en Holanda, así como el primer sistema de flujo sub-superficial creado en Alemania en 1974, (Editorial, 2005).

1.4.2 Flujo

El diseño en los sistemas horizontales con flujo sub-superficial, permite que el agua fluya a través del soporte saturándolo, el proceso de purificación ocurre durante el contacto con la superficie del medio y los rizomas de las plantas, (Shutes, 2001). En los sistemas con flujo vertical el soporte no se encuentra







saturado por el agua debido a que esta se aplica a intervalos de tiempo sobre la superficie del humedal, (Pérez de Agreda, 2003).

Los sistemas de humedales artificiales con flujo libre o superficial, tienden a ocupar canales poco profundos y cuencas, a través del cual el agua fluye a bajas velocidades por encima y en el soporte, las plantas emergentes están enraizadas sobre una capa de suelo, generalmente impermeabilizado, para evitar la infiltración al manto freático, (Pérez de Agreda, 2003; Shutes, 2001).

1.4.3 Medio de soporte

Los primeros humedales horizontales de flujo sub superficial construidos en Alemania y Dinamarca usaron como medio de soporte suelos pesados, a menudo con un alto contenido de arcilla. Estos sistemas tienen un gran efecto en el tratamiento, pero debido a su baja permeabilidad hidráulica se producen obstrucciones rápidamente. A finales de 1980, en el Reino Unido, el suelo fue reemplazado con materiales gruesos (grava lavada), siendo este tipo de material usado exitosamente desde entonces, (Editorial, 2005).

1.4.4 Vegetación

Las plantas acuáticas utilizadas en los sistemas de humedales artificiales tienen la habilidad de ayudar en la descomposición de contaminantes presentes en las aguas residuales, (Shutes, 2001). Las plantas de los humedales están adaptadas para crecer en sitios con medios de soporte saturados de agua, los sistemas de raíces de las plantas que crecen en este tipo de ambiente, deben de obtener el oxígeno de sus órganos aéreos por medio del transporte interno en las plantas, (Brix, 1994).

Las macrofitas crean, estabilizan y extienden el lecho, el cual es esencialmente una matriz compleja de nichos que se integran creando un efectivo filtro de tratamiento, (Wood *et al.*, 1994). Existe una amplia gama de plantas que son utilizadas en los humedales artificiales, mencionando, *Phragmites sp* (carrizos),







Typha sp. (eneas), Lemna, Wolffia, Spirodela (lentejas de agua), Azolla sp. (helecho), Eichornia Crassipes (jacinto de agua), entre otras, (Beascoechea et al., 2005).

Phragmites australis y Typha latifolia son plantas que cuentan con una gran cantidad de biomasa por encima (hojas) y por debajo (sistema de rizomas subterráneos) de la superficie del soporte, los tejidos sub-superficiales crecen horizontalmente y verticalmente formando una matriz, creando una gran superficie para la asimilación de nutrientes y iones, (Shutes, 2001). La especie *Phragmites australis* es la macrofita comúnmente utilizada en los humedales artificiales debido a su solidez, fácil propagación a partir de los rizomas, raíces profundas y su rápido crecimiento, (Wood *et al.*, 1994).

Las raíces y rizomas de los carrizos son huecos y contienen canales llenos de aire que están conectados a la atmósfera con el propósito de transportar oxígeno al sistema de raíces. La mayoría de este oxígeno es utilizado por las raíces y rizomas para la respiración, pero debido a que las raíces no son completamente herméticas, un poco de oxígeno se pierde en la rizósfera, (Vymazal, 2005, citando a Brix, 1994-1997).

La cantidad de oxígeno liberado por las raíces y rizomas debería de ser suficiente para satisfacer la demanda de la degradación aeróbica de las sustancias que consumen oxígeno en las aguas residuales, así como para la nitrificación del amoníaco, sin embargo, se ha demostrado que la oxigenación de la rizósfera en los sistemas de humedales artificiales de flujo horizontal sub-superficial, es insuficiente, y, por lo tanto, para el caso de la oxidación del amoniaco, existe una incompleta nitrificación, la cual es la mayor causa de la limitada remoción de nitrógeno. En general, la nitrificación (la cual es estrictamente llevada a cabo por bacterias aeróbicas) es mayormente restringida a las aéreas adyacentes a las raíces y rizomas.





Los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales, son degradados aeróbicamente (por bacterias adheridas a las raíces y rizomas) y anaeróbicamente (por bacterias adheridas al medio de superficie) y la remoción es generalmente alta en los humedales artificiales de flujo horizontal, (Vymazal, 2005).

La tabla 1.3 muestra las aplicaciones que han tenido las macrofitas en tratamientos de diversos efluentes. La figura 1.3 muestra la clasificación de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales.

Tabla 1.3 Usos de las macrofitas en el tratamiento de efluentes desde 1956, modificada de Wood, (1994).

Año	Uso
1975	Aguas residuales de refinerías de petróleo - operacional
1978	Aguas residuales de fábricas de textiles - operacional
1978	Drenajes ácidos de mina – experimental
1979	Descarga de tanque en la cría de peces - operacional
1982	Drenajes ácidos de mina –operacional
1982	Reducción de eutrofización en lagos - experimental
1983	Aguas residuales de la industria de pulpa/papel- experimental
1985	Aguas residuales de laboratorios foto químicos-experimental
1985	Aguas residuales de procesadoras de mariscos-experimental
1988	Lixiviados de composta - operacional
1988	Lixiviado de relleno sanitario - experimental
1988	Aguas residuales de ganado - operacional
1989	Reducción de eutrofización en lagos - operacional
1991	Aguas residuales de fábricas de pulpa/papel - operacional







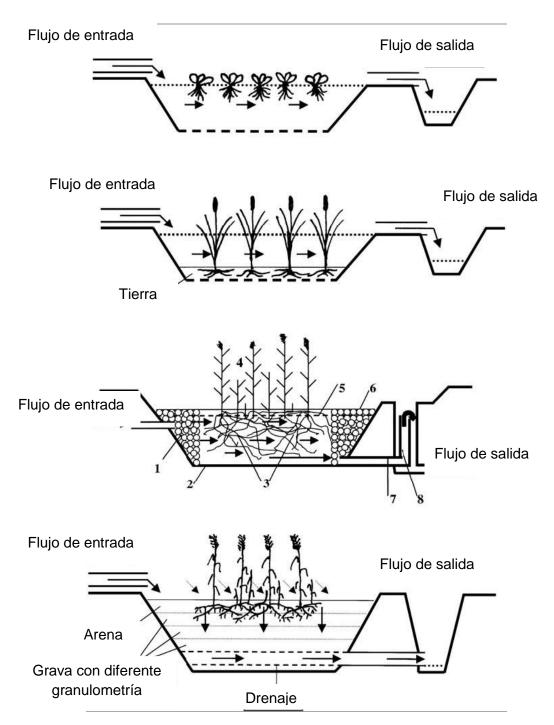


Figura 1.3 Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales, modificada de Vymazal, 2007; basado en Vymazal, 2001 (de la parte superior a la inferior) humedal artificial con plantas de flotación libre, humedal artificial con flujo libre y macrofitas emergentes, humedal artificial con flujo horizontal sub-superficial, humedal artificial con flujo vertical sub-superficial.





1.5 Remoción de contaminantes

En los humedales artificiales existe una variedad de procesos fisicoquímicos y biológicos que permiten la remoción de diversos contaminantes.

1.5.1 Nitrógeno

El nitrógeno está presente en diferentes formas en las aguas residuales, siendo las de mayor interés en los humedales los iones amonio (NH_4^+) , nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) , (Vymazal, 2007).

El amonio se encuentra en el agua como amonio ionizado (NH_4^+) o no-ionizado (NH_3). En la reacción 1.1 se representa el equilibrio de dichas formas iónicas en un medio acuoso.

$$NH_3 + H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^-$$
 1.1

1.5.1.1 Nitrificación

La nitrificación es el proceso de oxidación biológica del amonio a nitratos, teniendo la formación de nitritos como intermediaros. La primera parte de la reacción es llevada a cabo por bacterias del género *Nitrosomas*, mientras que la segunda por bacterias del género *Nitrobacter*, (Vymazal, 2007; Pérez de Agreda, 2003).

Este proceso es influenciado por los efectos de temperatura, pH, alcalinidad, fuentes de carbono inorgánico, humedad, población microbiana, concentraciones de nitrógeno amoniacal y oxígeno disuelto, (Vymazal, 2007). Siendo necesario aproximadamente 4.3 mg de O_2 para oxidar un mg de nitrógeno amoniacal a nitrato. En el proceso de conversión una gran cantidad de alcalinidad es consumida, aproximadamente 8.64 mg de HCO_3^- por mg de nitrógeno amoniacal oxidado, (Vymazal, 2007 citando Cooper *et al.*, 1996).





La nitrificación solo ocurre bajo condiciones aerobias, pudiendo ocurrir a concentraciones de oxígeno tan bajas como 0.3 mg/L, (Pérez de Agreda, 2003). La reacción 1.2 esquematiza el proceso.

$$NH_{4}^{+} + 1.5 O_{2} \rightarrow NO_{2}^{-} + 2 H^{+} + H_{2}O$$

$$NO_{2}^{-} + 0.5 O_{2} \rightarrow NO_{3}^{-}$$

$$NH_{4}^{+} + 2 O_{2} \rightarrow NO_{3}^{-} + 2 H^{+} + H_{2}O$$
1.2

1.5.1.2 Desnitrificación

La desnitrificación es el mecanismo por el cual el nitrato es convertido a nitrógeno pasando por varios intermediarios en la secuencia de la reacción (reacción 1.3), (Vymazal, 2007). El proceso de desnitrificación requiere de medios carentes de oxígeno y fuentes de carbono como energía, la materia orgánica es degradada por bacterias que utilizan como aceptor final de electrones al nitrato, en lugar de oxígeno. A pH bajos la formación de nitrógeno se inhibe y el nitrógeno es liberado en la forma de óxido nitroso, debiéndose mantener un pH superior a 6.

$$2NO_3^- \to 2NO_2^- \to 2NO \to N_2O \to N_2$$
 1.3

En oposición al proceso de nitrificación, donde la concentración de materia biológica se debe de encontrar en bajas concentraciones para que no haya competencia de las bacterias nitrificantes con las bacterias heterótrofas por el oxígeno, la desnitrificación necesita una cierta cantidad de materia orgánica, estimando un requerimiento de 5 a 9 mg/L de DBO para desnitrificar 1 g de nitrógeno como nitrato, (Pérez de Agreda, 2003).

Las condiciones anaeróbicas presentes en los sistemas de flujo horizontal subsuperficial son adecuados para los mecanismos de desnitrificación, pero debido a que el suministro de nitratos es bajo, la remoción de nitrógeno es limitado. Debido a esta limitación los tratamientos con humedales artificiales para remoción de







nitrógeno se hacen en varias etapas, nitrificando el amoniaco en medios aireados (flujo vertical) y llevando a cabo la desnitrificación en medios anaerobios (flujo horizontal).

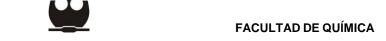
El amonio puede ser convertido a nitrógeno por otros procesos diferentes a la convencional nitrificación seguida de la desnitrificación, en condiciones de baja concentración de oxígeno la producción de nitritos es favorecida sobre la producción de nitratos, los nitritos entonces pueden ser desnitrificados a óxido nitroso o nitrógeno sin la necesidad de ser convertidos a nitratos, el proceso puede ser denominado como una "parcial nitrificación-desnitrificación", (Vymazal, 2007, citando a Hunt *et al.*, 2005 y Bernet *et al.*, 2001).

1.5.1.3 Volatilización

La remoción del nitrógeno por medio de la volatilización en los humedales artificiales de flujo sub superficial es limitada, por el hecho de que no cuentan con agua superficial, la actividad por medio de las algas resulta insignificante y por consiguiente el valor del pH no se incrementa, (Vymazal, 2005). Las pérdidas de nitrógeno por este proceso de remoción son insignificantes, si el pH se encuentra en valores por debajo de 7.5, y muy a menudo no son importantes si el pH se encuentra por debajo de 8. Con valores de pH de 9.3, las perdidas por este mecanismo de remoción son significantes, siendo la relación entre los iones de amonio y amoniaco 1:1, (Vymazal, 2007, citando a Patrick, 1984).

1.5.1.4 Adsorción

Los iones amonio (NH_4^+) son generalmente adsorbidos por medio de un intercambio catiónico en arcillas, quimiadsorbidos por sustancias húmicas, o fijados dentro de la red de la arcilla. Aparentemente estas reacciones suelen ocurrir simultáneamente. La tasa y extensión de estas reacciones son influenciadas por varios factores, tales como, la cantidad y naturaleza de las







arcillas, periodo de inmersión y la presencia de vegetación, por mencionar algunos de estos, (Vymazal, 2007, citando a Savant and DeDatta, 1982).

Los suelos de grano fino siempre muestran una mejor remoción de nitrógeno por medio de adsorción que los suelos de grano grueso (Vymazal, 2005, citando a Geller et al., 1990). La máxima tasa de eliminación puede ser explicada por la alta capacidad de intercambio catiónico de los suelos finos, sin embargo, los suelos finos no son utilizados en los humedales sub-superficiales, debido a su pobre conductividad hidráulica, los medios utilizados en estos sistemas comúnmente tienen una capacidad de adsorción limitada (roca triturada y gravilla), (Vymazal, 2005).

1.5.1.5 Asimilación por medio de las plantas

Se refiere con asimilación de nitrógeno, a la variedad de procesos biológicos que convierten el nitrógeno inorgánico en compuestos orgánicos que sirven como constructores de bloques para las células y los tejidos. Las dos formas del nitrógeno que generalmente son usadas para la asimilación, son el nitrato y el nitrógeno amoniacal, debido a que el nitrógeno amoniacal es más reducido energéticamente que el nitrato, es la fuente de preferencia para la asimilación, (Vymazal, 2007).

Las plantas como *Typha spp.* o *Phragmites australis* tienen un ciclo anual de biomasa aérea; nuevos brotes empiezan de cero biomasa a principios de la primavera y crecen en una tasa máxima en primavera y principios de verano. Un periodo de crecimiento reducido se presenta a finales de verano y siendo en otoño donde mueren. La concentración de nutrientes tiende a ser alta en la temporada de crecimiento y decreciendo como la planta madura y senesce, (Vymazal, 2007).

La mayoría de la biomasa y su contenido de nitrógeno, se descompone para liberar carbón y nitrógeno. Esta liberación es importante en el ciclo del nitrógeno de un humedal artificial, una porción del nitrógeno regresa al agua del humedal,







siendo una fracción sujeta a un proceso aeróbico por encima del agua, sobre el material muerto de las plantas y las hojas. El potencial de asimilación de nutrientes por las plantas, es limitada por su tasa de crecimiento y la concentración de nutrientes en los tejidos de las plantas. El almacenamiento de los nutrientes también estará en función de la concentración de nutrientes en los tejidos y del máximo potencial de acumulación de biomasa, (Vymazal, 2007).

Se han reportado en la literatura diversos valores sobre la concentración de nitrógeno en los tejidos y también del almacenamiento de nutrientes para las plantas que se encuentran en humedales naturales y construidos; ejemplos como, el jacinto de agua (*Eichhornia Crassipes*) para el cual se reportan valores de hasta 250 gN/m², (Vymazal, 2007).

1.5.2 Sólidos suspendidos

Los sólidos suspendidos que se encuentran en las aguas residuales y que no se han podido eliminar por medio de los pretratamientos son típicamente removidos en los humedales artificiales por medio de procesos de filtración y sedimentación, (Vymazal, 2005, citando a Cooper *et al.*, 1996; Vymazal *et al.*, 1998b). La acumulación de sólidos atrapados es un mayor problema para el buen desempeño de los sistemas de humedales de flujo sub-superficial, debido a que los sólidos pueden obstruir el lecho, (Vymazal, 2005).

1.5.3 Fósforo

La remoción de fósforo por medio de adsorción y precipitación es efectiva en los sistemas donde el agua residual entra en contacto con el medio de filtración, esto quiere decir que los humedales artificiales con flujo horizontal sub-superficial tienen un potencial mayor para la remoción de fósforo por estos medios, (Vymazal 2007).

La capacidad de adsorción depende de la presencia de hierro, aluminio o calcio en el suelo, así como la presencia de arcilla o materia orgánica; dependiendo del pH







que se tenga en el lecho se obtendrán diferentes adsorciones por los compuestos antes mencionados. A pH entre neutro y ácido y condiciones aerobias, el Fe^{3+} se une al fosfato para formar un complejo estable, si el suelo cambia a condiciones anaerobias, el Fe^{3+} se reducirá a Fe^{2+} , lo cual implica una adsorción menos fuerte y la liberación de fosfato. A condiciones de pH entre neutro y básico se lleva a cabo la adsorción por medio del calcio, mientras que la adsorción por medio del aluminio se lleva a pH neutros y ácidos. Este proceso es de tipo reversible y dependiente de las condiciones redox, siendo también la adsorción sujeta a la saturación, considerando que el suelo tiene una capacidad de adsorción limitada, (Pérez de Agreda, 2003).

El fosfato también puede ser precipitado con hierro, aluminio y ciertos componentes del suelo, este proceso tiene una rapidez más lenta pero no está sujeta a la saturación, e incluye la fijación del fosfato a la matriz de minerales de arcilla y a la formación de complejos con metales, (Pérez de Agreda, 2003).

1.5.4 Metales pesados

El proceso de remoción de metales pesados en humedales artificiales es muy complejo, estos procesos incluyen una combinación de procesos tales como sedimentación, floculación, adsorción, precipitación, co-precipitacion, intercambio catiónico y aniónico, oxidación y reducción, actividad microbiana y captación por las plantas, (Yalcuk *et al.*, 2009 citando a Kosopolov *et al.*, 2004; Ujang *et al.*, 2005). Los metales no pueden ser destruidos, solamente sus características químicas y físicas son modificadas, (Yalcuk *et al.*, 2009; Ujang *et al.*, 2005).

1.5.5 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La DBO que se encuentra en forma soluble es removida mediante la degradación biológica por medio de los organismos adheridos a la planta, así como los que se encuentran en la columna de agua (sistemas de flujo libre) y los adheridos en el medio de soporte (flujo subsuperficial). En los sistemas de flujo subsuperficial las





bajas velocidades, así como la presencia de las plantas y el medio de soporte favorecen los mecanismos de filtración, floculación y sedimentación de la materia orgánica que se encuentra suspendida, (Chiemchiaisri *et al.*, 2009 citando a Sttomesister *et al.*, 2003; Pérez de Agreda 2003).

Los compuestos orgánicos solubles son en su mayoría degradados de forma aerobia, sin embargo en algunos casos la degradación anaerobia puede ser significativa. El oxígeno necesario para soportar los procesos aerobios, puede ser suministrado por la atmósfera por medio de difusión, por fotosíntesis de las plantas en el interior de la columna de agua y cedido desde las raíces de las plantas, (Pérez de Agreda 2003).





ソ
_

METODOLOGÍA

2.1 Muestreo y almacenamiento de lixiviado

El muestreo del lixiviado se realizó en el relleno sanitario Bordo Poniente, etapa IV, localizado en la zona federal del ex-lago de Texcoco (los puntos de extracción del lixiviado se muestran en el mapa del anexo C).

El lixiviado recolectado se homogenizó, vertiéndolo en un tambo de polietileno con capacidad para 200 litros, se agitó y quitó la materia flotante que contenía, al término se almacenó a temperatura ambiente en recipientes de plástico (previamente lavados) de 20 litros hasta su uso. En la figura 2.1 se muestra uno de los sitios de extracción del lixiviado, correspondiente a la etapa IV del relleno Sanitario Bordo Poniente.

2.2 Análisis en laboratorio

La caracterización del lixiviado se llevó a cabo de acuerdo a diferentes procedimientos analíticos (ver tabla 2.1), descritos en el manual APHA y en normas mexicanas, realizando determinaciones por triplicado. El material utilizado fue lavado con jabón extran (libre de fosfatos) y enjuagado con agua destilada para evitar contaminación.

El procedimiento para las determinaciones de nitritos, nitratos, NTK, nitrógeno amoniacal, DBO₅ y DQO se presentan en el anexo B. Las fotos de los diversos equipos utilizados se presentan en el anexo D.







Figura 2.1 Punto de muestreo en el relleno sanitario Bordo Poniente, etapa IV.

Tabla 2.1 Parámetros seleccionados para la caracterización del lixiviado.

Parámetro	Método
рН	Potenciométrico
Conductividad	Potenciométrico
Alcalinidad	Potenciométrico
Nitrógeno amoniacal	Destilación
Nitrógeno total	Kjeldahl
NO ₃ , NO ₂	Fotométrico
Metales (Na ⁺ , Ca ²⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺)	Espectroscopia de absorción atómica
SDT,ST,SST,STV	Gravimétrico
DBO ₅	Respirometría
DQO	Fotométrico

SDT: Sólidos disueltas totales, ST: Sólidos totales, SST: Sólidos suspendidos totales, STV: Sólidos totales volátiles.







2.2.1 pH y alcalinidad

El pH de las muestras se determinó con un potenciómetro, Hanna instruments modelo Hl8424, calibrándolo cada vez que fue empleado. Para la determinación de la alcalinidad se utilizó este mismo potenciómetro y una placa de agitación.

2.2.2 Conductividad

La conductividad del lixiviado y durante las pruebas de tratamiento se determinó con el equipo WTW multi340i/set.

2.2.3 Nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y nitrógeno amoniacal

La concentración de nitrógeno total se determinó por el método de digestión-destilación "Kjeldahl", utilizando el equipo de laboratorio Büchi, modelo B-424, que consta de un digestor, una trampa para la neutralización de los vapores ácidos que se liberan durante la digestión ("scrubber") y una unidad de destilación (ver figura 2.2 y 2.3). Las muestras fueron colocadas en la unidad digestora por dos horas, al término de la digestión se acondicionó la muestra y se utilizó el destilador programado a 5 minutos.

Para la determinación de nitrógeno amoniacal se utilizó la unidad de destilación programado a 5 minutos.

Las condiciones de operación del equipo Büchi (tiempo de destilación, tiempo de digestión, "rampeo", y uso de los reactivos) se realizaron de acuerdo al método ya establecido en el sitio de trabajo.

2.2.4. Nitritos y nitratos

Para la determinación de estos parámetro se usaron kits de reactivos marca Merck (0.02-1.00~mg/L de N de NO_2^- y 1.0-25.0~mg/L de N de NO_3^-) y el fotocolorímetro Spectroquant marca Merck modelo Nova 60 (figura 2.4), con celdas de vidrio de 1 cm.









Figura 2.2 Unidad digestora y "scrubber".

Figura 2.3 Unidad de destilación.



Figura 2.4 Spectroquant Merck, Nova 60.





2.2.5 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

La determinación de la demanda biológica de oxígeno se llevó a cabo por medio del equipo Oxitop, marca WTW. Las botellas se mantuvieron en una incubadora (REB 300) a una temperatura controlada de 21 °C y agitación constante durante los cinco días que duró la prueba.

2.2.6 Demanda química de oxígeno (DQO)

La determinación de la demanda química de oxígeno se realizó utilizando reactivos marca Merck (para intervalos de concentración de 25.0 - 1500 mg/L). Las muestras fueron sometidas a digestión con el termoreactor Spectroquant, modelo TR 420, por dos horas a 148 °C; para determinar la concentración se utilizó el fotocolorímetro Spectroquant marca Merck, modelo Nova 60.

2.2.7 Sólidos (sólidos disueltos totales, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos totales volátiles)

Para la determinación de sólidos en sus diferentes formas, se utilizaron cápsulas y crisoles gooch previamente acondicionados para las pruebas, así como filtros, estufa, mufla y balanzas analíticas disponibles en el laboratorio.

2.2.8 Metales totales (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺)

La determinación de metales se realizó por medio de espectrofotometría de absorción atómica, con el equipo marca Perkin Elmer, modelo 1100B; antes del análisis de las muestras se digirieron con ácido nítrico por dos días.

2.3 Parámetros ambientales

Durante la experimentación con el humedal se midieron parámetros como temperatura y humedad relativa, utilizando para ello el termo-higrómetro AEMC instrument, modelo CA 846.



Página 3.





2.4 Ubicación del modelo experimental

El modelo utilizado para el tratamiento del lixiviado se encuentra ubicado en Ciudad Universitaria, en el área de modelos hidráulicos del Instituto de Ingeniería.

2.4.1 Características del modelo

El diseño del modelo de humedal artificial fue hecho por el M en I. José Luis Martínez Palacios, finalizándose la construcción en el año 2005. El modelo experimental cuenta con cuatro tanques interconectados (cada tanque es considerado como un HAFHSS) por medio de tubería de PVC de 1" para poder trabajar en serie o paralelo por bombeo de uno a otro tanque, cada tanque está dividido en 5 secciones, midiendo cada una aproximadamente 100 cm de largo y ancho con una profundidad de 46.5 cm, las cuales están separadas por medio de mamparas perforadas a modo que el flujo de agua serpentee verticalmente a través de todo el soporte. Al final de cada sección se localizan tubos de acrílico perforados y dispuestos verticalmente con el fin de ser utilizados en la medición del nivel de agua y determinación de parámetros como pH, OD y conductividad.

El humedal está techado con láminas de fibra de vidrio translúcidas y protegido lateralmente con cortinas de plástico cristal, las cuales ayudan a que el agua proveniente de la lluvia no altere los niveles y características del agua en los tanques, y permitiendo así el paso de la luz para el crecimiento de las plantas (figura 2.5).

2.4.2 Volumen de agua en los tanques

Para conocer el volumen de agua que se tiene en los tanques (3 y 4), con los cuales se experimentó, se alimentó un flujo determinado y se midió el tiempo que tardaba en llegar al nivel de 46.5 cm, base de las raíces de las plantas.







Figura 2.5 Modelo de humedal artificial (Instituto de Ingeniería, UNAM).

2.4.3 Vegetación

Dos fueron los tanques utilizados para la experimentación: el tanque 3 sembrado con *Phragmites spp* y el tanque 4 solamente conteniendo el soporte, ambos con las mismas cantidades y distribución de grava. Para este estudio se contaron las plantas sembradas en cada sección del tanque 3, antes y después del trabajo experimental, para conocer si durante el tratamiento se perdieron o brotaron nuevas. En la fotografía de la figura 2.6 es posible observar las plantas *Phragmites spp.* y la grava de ¾" utilizada para calzarlas y evitar que se caigan.

2.4.4 Medio de soporte

Todos los tanques contienen grava como medio de soporte dispuesto de la siguiente forma: 15 cm de grava pasada por malla de ¾", encima de 30 cm de grava tamizada por malla de 3". Como se mencionó, el tanque 4 tiene la misma



⊃ágina 3



distribución de grava sin planta, precisamente para evaluar el papel que juega el mismo en la remoción del contaminante (figura 2.7).

A la grava que fue tamizada por la malla de 3" se le midió su diámetro al pesar una cantidad representativa y ver por grava el volumen desplazado de agua. Si se consideran esféricas, el diámetro promedio y la desviación estándar corresponde a 3.79 ± 0.81 pulgadas.





Figura 2.6

Figura 2.7

Phragmites spp. sembrada en tanque 3. Grava como medio de soporte.

2.4.5 Información adicional

El tanque 3 ha sido utilizado anteriormente para trabajos de experimentación con orina y urea. Antes de empezar a trabajar con el modelo, el cual estaba configurado en modo continuo, se mantenía el tanque con dosis de urea como nutriente para abonar las plantas hasta el inicio de la experimentación.

Al tanque 4 se le transfirió agua del tanque 3 con el fin de que pudieran crecer bacterias en este último, además también se dosificó urea en el mismo periodo que el tanque 3.



>ágina 36



2.5 Condiciones de experimentación: Pruebas de remoción de nitrógeno amoniacal

De acuerdo con los objetivos del estudio, el propósito fue experimentar la eficiencia del modelo de humedal artificial para la remoción de nitrógeno amoniacal del lixiviado, utilizando los tanques 3 y 4, y trabajando con dos modos de operación (intermitente y continuo).

2.5.1 Operación Intermitente: Carga de contaminante y operación

Para poder cargar el lixiviado durante el modo de operación intermitente, se realizaron modificaciones a las tuberías (figura 2.8), conectando bombas en la sección de descarga y carga de los tanques 3 y 4 para distribuir el lixiviado a través de todo el tanque. Durante el transcurso de operación de cada prueba se realizaron muestreos periódicos (figura 2.9), durante las pruebas con concentraciones de 3 y 7 mg/L los muestreos se llevaron a cabo diariamente, para las siguientes pruebas el muestreo fue cada dos días, llevándose a cabo el monitoreo del nivel de agua en los tanques, siendo el agua que se perdía por efecto de evapotranspiración y evaporación repuesta.



Figura 2.8 Modificación a sección de tubería.



Figura 2.9 Punto de muestreo.



UNAM FACULTAD DE QUÍMICA



2.5.2 Operación en continuo: Carga de contaminante y operación

Para la operación en continuo se sustituyeron las bombas por secciones de tubería con el fin de tener una descarga al final de los tanques (figura 2.11). Antes de iniciar esta prueba se evaluó el tiempo de retención hidráulica en el tanque 3.

Se adaptaron dos conexiones para la dilución del lixiviado, la primera se estableció utilizando un tambo de 200 litros, el cual suministraba una dilución de agua/lixiviado por medio de una bomba peristáltica, que se unió a una segunda conexión que alimentaba agua proveniente de un tinaco (Rotoplas de 1000 litros) para obtener la concentración de nitrógeno amoniacal propuesto para cada prueba; la cual se dosificaba al humedal artificial por medio del tubo destinado al cebado de las bombas y así siendo distribuida a través de todo el tanque.(figura 2.10 y 2.11).





Figura 2.10 Conexiones para mezclado.

⊃ágina 38







Figura 2.11 Punto de muestreo.

Antes de iniciar, se cargaba el tanque con la misma concentración de contaminante que correspondía a la prueba (operación en modo intermitente), esto para poder llegar a la estabilización en tiempos más cortos. En este modo de operación se llevaron a cabo muestreos diarios durante los 5 días establecidos para las dos pruebas, muestreando 3 veces por día con la concentración de 6 mg/L y dos veces por día con la concentración de 10 mg/L.

2.5.3 Pruebas experimentales

La tabla 2.2, muestra las concentraciones con base al nitrógeno amoniacal, propuestas al inicio de la experimentación, y las concentraciones reales con las que se trabajó en el proceso intermitente.

Al inicio de la experimentación, las concentraciones propuestas para las pruebas en operación intermitente, se establecieron con cargas de 5 mg/L de nitrógeno amoniacal para ambos tanques, al término de estas, se iría incrementando la concentración en 5 mg/L más para las siguientes pruebas (5, 10, 15, 20 y 25 mg/L de nitrógeno amoniacal). El criterio en el incremento de la





concentración de nitrógeno amoniacal en los humedales, también estaría en función de cómo respondieran estos, pudiéndose modificar entre cada prueba.

Las concentraciones propuestas para las pruebas en proceso continuo, antes de la experimentación, fueron de 5 y 10 mg/L de nitrógeno amoniacal, la tabla 2.3 muestra estas concentraciones y las concentraciones reales con las que se trabajó. En el caso del tanque 4 no se experimentó en proceso continuo.

Tabla 2.2 Concentraciones propuestas y reales para el proceso intermitente.

Concentración (mg/L de nitrógeno amoniacal)					
Propuesta	Real				
Tanque 3 y 4	Tanque 3	Tanque 4			
5	3	3			
10	7	7			
15	9	10			
20	21	15			
25	42				

^{--:} No se experimento con la siguiente concentración de nitrógeno amoniacal.

Tabla 2.3 Concentraciones propuestas y reales para el proceso en continuo.

Concentración (mg/L de nitrógeno amoniacal)							
Propuesta	Propuesta Real						
Tanque 3 y 4	Tanque 3 Tanque 4						
5	6						
10	10						

^{--:} No se experimento con este tanque.

W



4	1	-	١
			ς
•			J

RESULTADOS EXPERIMENTALES Y ANÁLISIS

3.1 Caracterización del lixiviado

Para poder iniciar con la parte de experimentación fue necesario conocer primero las características del lixiviado. Conforme a lo que se ha descrito en el capítulo 2, los diversos parámetros se determinaron por triplicado y el valor promedio de estos y la varianza se presentan en la tabla 3.1. Las muestras utilizadas para la caracterización se extrajeron de la mezcla de los muestreos que se llevaron a cabo en el Bordo Poniente (ver capítulo 2).

Tabla 3.1 Caracterización del lixiviado.

Parámetro	Valor X ± σ	Parámetro	Valor X ± σ
pH (unidades de pH)	8.4 ± 0.1	Mg ²⁺	147
Conductividad (mS/cm)	29 ± 2	Sales disueltas totales	21030 ± 525
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	13210 ± 10	Sólidos suspendidos totales	121 ± 0.7
Nitrógeno amoniacal	2103 ± 25	Sólidos totales	21150 ± 525
Nitrógeno total	2269 ± 37	Sólidos totales volátiles	6397 ± 53
Na ⁺	328	DBO ₅	2125 ± 125
Ca ²⁺	13 ± 1	DQO	6980 ± 5
K ⁺	2494 ± 230	DBO ₅ /DQO(adimensional)	0.30 ± 0.02

Todos los valores están en mg/L, excepto en donde se indique lo contrario.





Como se puede apreciar en la tabla 3.1, el nitrógeno, siendo el contaminante de interés para este trabajo experimental, se encuentra prácticamente como nitrógeno amoniacal (2102.8 ± 25.2 mg/L con respecto a 2269.4 ± 36.6 mg/L de nitrógeno total) que corresponde al 92% del nitrógeno disponible.

En la tabla 3.1, no se presenta la desviación estándar para el caso del Na⁺ y Mg²⁺ ya que solo se cuenta con un sólo valor, esto es debido a la forma en que se llevaron a cabo dichas determinaciones.

3.2 Medio de soporte

Las características del medio de soporte utilizado en el modelo de HAFHSS se encuentran descritas en el capítulo 2.

3.3 Volumen de agua en los tanques

El volumen de agua con que cuentan los tanques 3 y 4 es de 760 \pm 7 y 888 \pm 6 litros, respectivamente.

3.4 Vegetación

Como se indica en la metodología, al principio y al final de la experimentación, se contaron el número de plantas que se encontraban en cada sección del tanque 3, para conocer así, si hubo un incremento o decremento durante todo el periodo de las pruebas, en la tabla 3.2 se presenta esta información.

Tabla 3. 2 Número de plantas en las celdas.

Celda	1	2	3	4	5	Total
# de plantas al inicio	93	56	44	45	56	294
# de plantas al final	115	70	47	57	69	358
Diferencia	22	14	3	12	13	64
% de incremento en el número de plantas	23	25	7	27	23	







Al final de la experimentación se obtuvieron un total de 64 nuevas plantas que representan el 22% del total, teniendo un aumento prácticamente del mismo orden en el número de plantas para las secciones 1, 2, 4 y 5 del 23, 25, 27 y 23% respectivamente, la sección 3 que es la celda intermedia entre la carga y el dren muestra un pobre incremento en el aumento del número de nuevas plantas, pudiéndose deber a factores como la distribución del nutriente a través del HAFHSS, y a la falta de luz solar, debido a que la plantas de las celdas de los extremos cubren el techo proporcionando sombra a esta celda.

3.5 Pruebas de remoción de nitrógeno amoniacal del lixiviado en el humedal

Dadas las limitaciones para obtener el lixiviado y las características propias para su manipulación, se llevaron a cabo, dos tipos de pruebas, en proceso intermitente y en continuo. Cada una de ellas se realizaron variando la cantidad inicial de lixiviado con base en la concentración de nitrógeno amoniacal. De esa forma, por el consumo de lixiviado por cada prueba, se realizaron 5 pruebas en proceso intermitente y 2 en continuo. Además, en proceso intermitente se hicieron 2 pruebas únicamente con el soporte (tanque 4) para evaluar y comparar la remoción del nitrógeno del lixiviado con respecto al soporte con plantas acuáticas (tanque 3).

3.5.1 Condiciones de dosificación de nitrógeno amoniacal en los tanques (pruebas intermitentes y en continuo)

La tabla 3.3 presenta las concentraciones fijadas o teóricas y las reales que se dosificaron en el modelo de HAFHSS, así como las condiciones de operación en cada una. La tabla 3.4 presenta las características del agua de la red dosificada al modelo experimental.

Las pruebas de 3 y 7 mg/L de nitrógeno amoniacal (tabla 3.3) se realizaron con el fin de evaluar el comportamiento o respuesta de las plantas, la manipulación de





los componentes (revisión de cualquier anormalidad en el modelo) y el método empleado para la carga del contaminante.

Al inicio de la prueba con 10 mg/L de nitrógeno amoniacal, se observó que el tanque 4 presentaba una alta concentración de nitratos en comparación al tanque 3 (tabla 3.5), razón por la cual se decidió que al final de la prueba se lavara éste y poder así eliminarlos (se lavaron los dos tanques para que estos presentaran las mismas condiciones), al no haber alguna modificación importante en la concentración se optó por seguir con las demás pruebas sin lavar los tanques al final de cada una de ellas.

Tabla 3. 3 Condiciones de dosificación de nitrógeno amoniacal (mg/L) en las pruebas intermitentes (I) y en continuo (C).

Operación	Tano	jue 3	Tand	que 4
	Teórica	Real	Teórica	Real
I	3	3	3	3
I	5	7	5	7
I	10	9	10	10
I	20	21	15	15
I	40	42		
С	5	6		
С	10	10		

I: intermitente; C: continuo; todos los valores están en mg/L.

Tabla 3. 4 Caracterización del agua de la red.

Parámetro	Valor X ± σ
Conductividad (µS/cm)	411 ± 4
pH (unidades de pH)	7 ± 0.02
Alcalinidad (mg/L como CaCO ₃)	100 ± 1.3





3.5.2 Operación en proceso intermitente

Los resultados de las pruebas experimentales en proceso intermitente, con las diferentes concentraciones de nitrógeno amoniacal en los tanques 3 y 4, se presentan a continuación.

3.5.2.1 Remoción de nitrógeno amoniacal

La variación de la concentración de nitrógeno amoniacal residual con respecto al tiempo y la cinética de remoción del nitrógeno amoniacal en el tanque 3 se representan en las figuras 3.1 y 3.2; de igual manera para el tanque 4 en las figuras 3.3 y 3.4.

Como se puede apreciar en la figura 3.1, el tanque 3, sembrado con la planta *Phragmites spp.* y medio de soporte, alcanzó a remover la mayor cantidad del nitrógeno amoniacal durante las pruebas experimentales, con una concentración máxima aplicada de 40 mg/L de nitrógeno amoniacal para un TRH de 20 días.

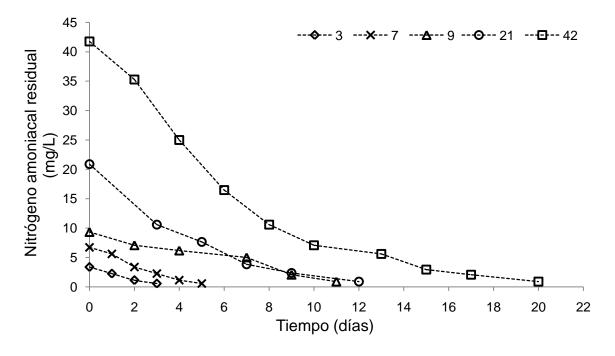


Figura 3.1 Variación del nitrógeno amoniacal residual en tanque 3 con respecto al tiempo (pruebas en proceso intermitente).





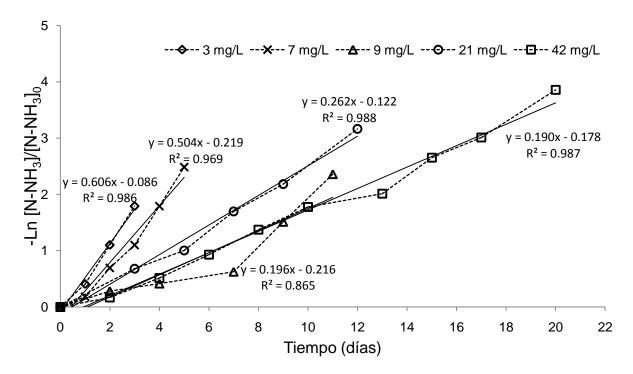


Figura 3.2 Cinética de remoción del nitrógeno amoniacal en tanque 3 (pruebas en proceso intermitente).

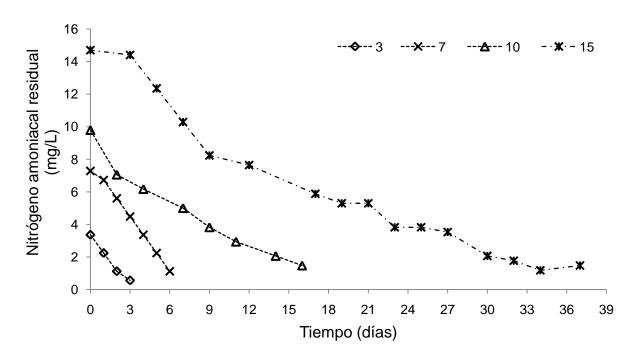


Figura 3.3 Variación del nitrógeno amoniacal residual en tanque 4 con respecto al tiempo (pruebas en proceso intermitente).





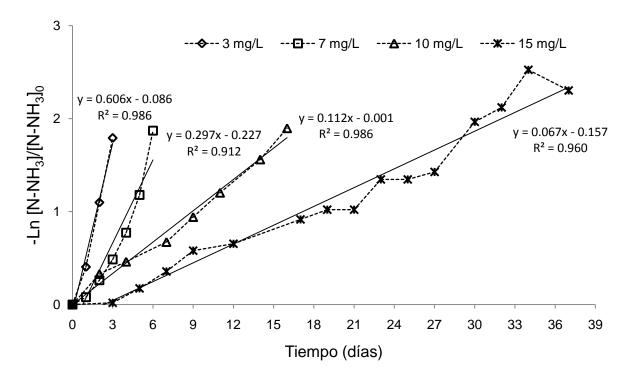


Figura 3.4 Cinética de remoción del nitrógeno amoniacal en tanque 4 (pruebas en proceso intermitente).

Debido a que con la prueba de 10 mg/L de nitrógeno amoniacal con el tanque 4 se requirió de un mayor tiempo para la remoción (figura 3.3), se decidió modificar las concentraciones propuestas y solamente aumentar a este tanque 5 mg/L más de nitrógeno amoniacal con respecto a la prueba anterior, siendo la concentración de 15 mg/L la última para éste y para la operación en proceso intermitente, lográndose al final una concentración menor a 2 mg/L de nitrógeno amoniacal (figura 3.3) para un TRH de aproximadamente de 37 días.

3.5.2.2 Aniones y alcalinidad

La tabla 3.5 resume la concentración de nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-) determinados al inicio y al final de las pruebas, para las concentraciones de nitrógeno amoniacal de 9, 21, y 42 mg/L (tanque 3), y para las concentraciones de 10 y 15 mg/L (tanque 4), también muestra la variación de la alcalinidad antes y después de algunas pruebas, con respecto a este parámetro, no se tenía







contemplado en un principio su determinación, por eso no se presentan los resultados de las pruebas anteriores en los tanques.

Tabla 3. 5 Concentración de aniones y alcalinidad.

Tanque		3						4	4	
Carga*	9		2	1	42	2	10	0	15	5
Muestra	Inicial	Final								
NO ₃ **	0.7	ND	1.7	0.51	1.2	1.3	11.7	12.3	11.2	22.5
NO ₂ **	0.06	0.04	0.05	0.12	0.13	0.11	0.74	0.6	0.12	0.04
Alcalinidad***			396	350	625	480			237	131

^{*} mg/L como nitrógeno amoniacal; **mg/L, , ***mg/L como CaCO₃, ND: no detectado.

De acuerdo con los resultados de la tabla 3.5, en el tanque 3 no existe una generación considerable en los diversos aniones determinados (nitratos, nitritos); en el caso del tanque 4, el nitrato es el anión que presenta una mayor concentración en comparación a los nitritos, cuyo valor aumenta entre cada prueba, posiblemente a consecuencia de los microorganismos que oxidan el nitrógeno amoniacal dosificado.

3.5.2.3 pH y conductividad

La variación del pH para el tanque 4 se presenta en la figura 3.5, el perfil de conductividad para el tanque 3 y 4 se presenta en las figuras 3.6 y 3.7 respectivamente.

Durante todas las pruebas en proceso intermitente, el pH en las muestras del tanque 3 tienen en promedio un valor de 7.0, en el caso del tanque 4, los pH registrados en éste oscilan entre valores de 7.4 y 7.8, con un promedio de 7.5 durante todas las pruebas en proceso intermitente.

Con respecto al parámetro de conductividad, éste en ambos tanques tiende a aumentar a medida que se incrementa la concentración de nitrógeno amoniacal.



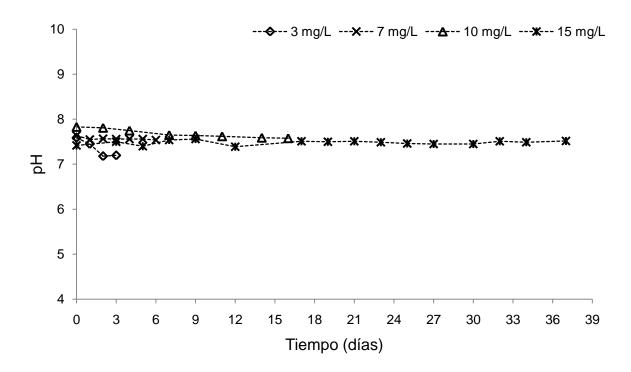


Figura 3.5 Perfil de pH en tanque 4 (pruebas en proceso intermitente).

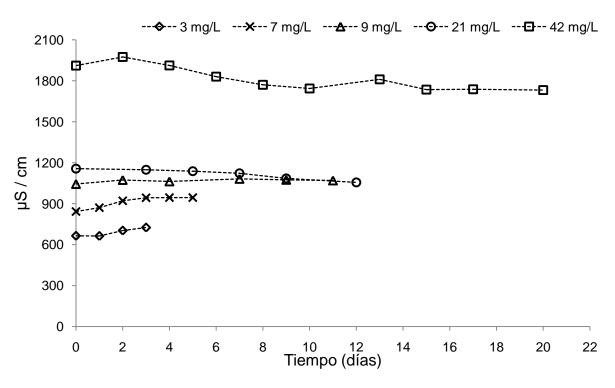


Figura 3.6 Perfil de conductividad en tanque 3 (pruebas en proceso intermitente).





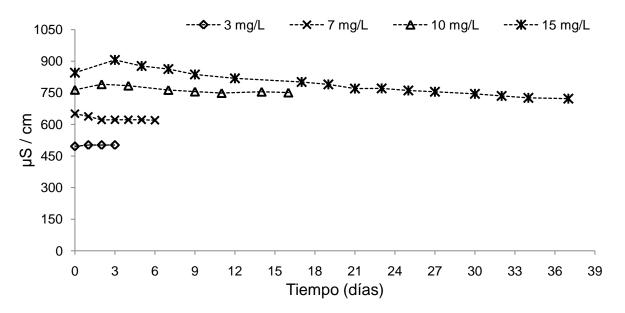


Figura 3.7 Perfil de conductividad en tanque 4 (pruebas en proceso intermitente).

3.5.2.4 Evapotranspiración y evaporación

El perfil de evapotranspiración para el tanque 3 y el volumen acumulado de agua se presentan en las figuras 3.8 y 3.9, así como la evaporación en el tanque 4 y el volumen acumulado se presentan en las figuras 3.10 y 3.11, respectivamente.

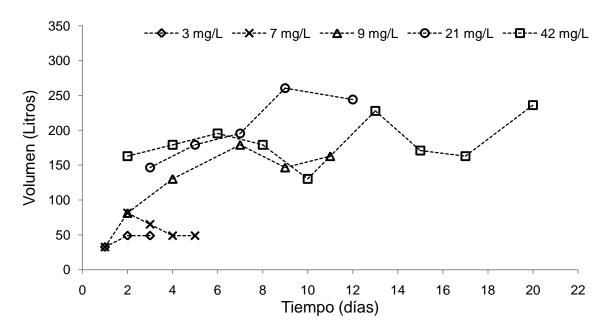


Figura 3.8 Evapotranspiración en tanque 3 (pruebas en proceso intermitente).



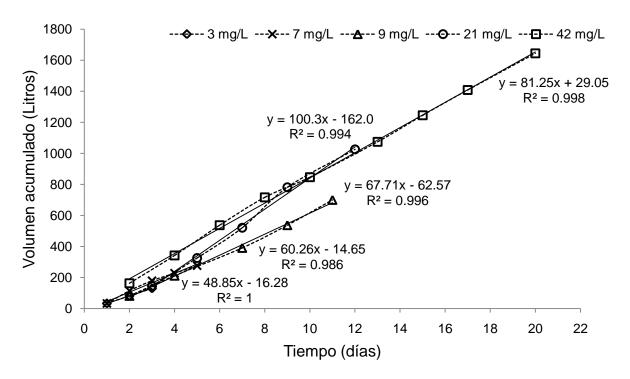


Figura 3.9 Volumen acumulado de agua evapotranspirada en tanque 3 (pruebas en proceso intermitente).

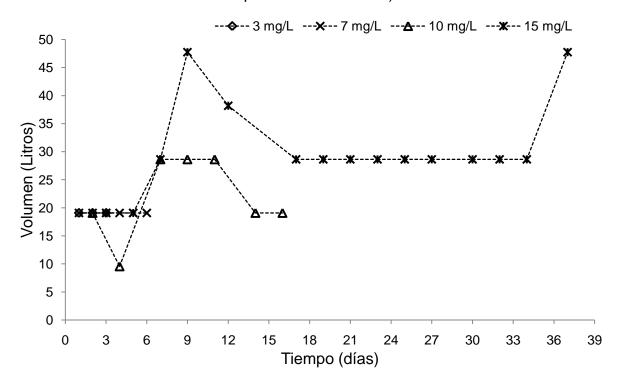


Figura 3.10 Evaporación en tanque 4 (pruebas en proceso intermitente).







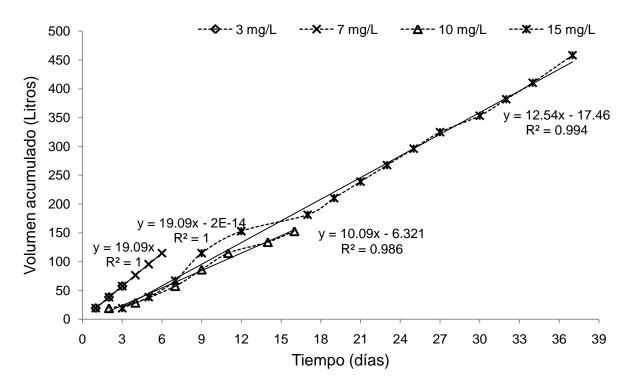


Figura 3.11 Volumen acumulado de agua evaporada en tanque 4 (pruebas en proceso intermitente).

3.5.2.5 Balance de agua para las pruebas intermitentes

Como consecuencia de la dinámica del proceso por medio de los humedales, el balance de agua juega un papel primordial en la factibilidad de aplicación de estos sistemas.

La figura 3.12 sirve como base para hacer el balance general de agua en el modelo de HAFHSS. Para las pruebas en proceso intermitente, se toma en cuenta, la reposición de agua (Q_1) por el efecto de evapotranspiración o evaporación (Q_3) en los tanques, debido a que se opera en modo intermitente no se tiene una descarga y el valor de Q_2 es cero; de acuerdo a las características del modelo de HAFHSS (ver capítulo 2) el valor del agua aportada por la precipitación de la lluvia (Q_5) es cero, por último, los tanques están impermeabilizados para evitar la infiltración haciendo que el valor de Q_4 sea cero.





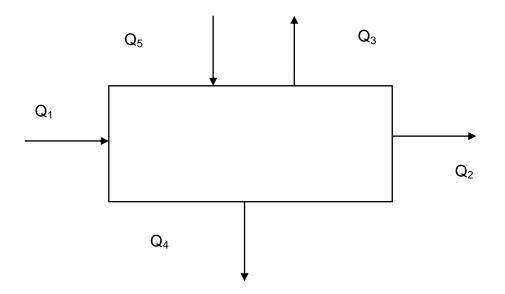


Figura 3.12 Esquema general del balance de agua en el HAFHSS.

La ecuación general para el balance de agua con el proceso intermitente en el modelo de HAFHSS es:

$$Q_1 + Q_5 - Q_3 - Q_4 = Q_2 :: Q_1 = Q_3$$

Donde:

Q₁= Reposición

Q₂= Descarga

Q₃= Evaporación o evapotranspiración

Q₄=Infiltración

Q₅=Precipitación pluvial

Con los datos obtenidos de la evapotranspiración y evaporación en los tanques 3 y 4 (figura 3.8 y 3.10) se puede conocer la cantidad de agua necesaria que se utilizó en cada tanque para tratar el lixiviado con el proceso en operación intermitente (tabla 3.6 y 3.7).





Tabla 3.6 Balance de agua del tanque 3 (pruebas del proceso en intermitente).

Condiciones Iniciales Tanque 3	Carga	Tiempo para lograr la remoción	Volumen de agua evapotranspirada	Volumen de agua por día para tratar un litro de lixiviado por área superficial **	Volumen de agua evapotranspirada + volumen de agua en el humedal por día, para tratar un litro de lixiviado por área superficial
$\frac{*mg}{L}$	$\frac{* mg}{m^2 de \ superficie}$	días	litros	$rac{L_{agua}}{m^2~de~superficie*L_{lix}}$	$\frac{L_{agua}}{m^2~de~superficie*~L_{lix}}$
3.0	456	3	130	8	54
7.0	1064	5	277	4.4	16
9.0	1368	11	700	3.5	7
21.0	3192	12	1026	2.3	4
42.0	6384	20	1645	1.1	2

^{*}de nitrógeno amoniacal; ** este volumen solo toma en cuenta el agua evapotranspirada en el tanque.





Tabla 3.7 Balance de agua del tanque 4 (pruebas del proceso en intermitente).

Condiciones Iniciales Tanque 4	Carga	Tiempo para lograr la remoción	Volumen de agua evaporada	Volumen de agua por día para tratar un litro de lixiviado por área superficial**	Volumen de agua evaporada + volumen de agua en el humedal por día, para tratar un litro de lixiviado por área superficial
$\frac{* mg}{L}$	$\frac{* mg}{m^2 de superficie}$	días	litros	$rac{L_{agua}}{m^2~de~superficie*L_{lix}}$	$\frac{L_{agua}}{m^2~de~superficie*L_{lix}}$
3.0	533	3.0	57	3	50
7.0	1243	6.0	115	1.3	11
10	1776	16	153	0.5	3
15	2664	37	458	0.4	1

^{*}de nitrógeno amoniacal; ** este volumen solo toma en cuenta el agua evaporada en el tanque.







3.5.2.6 Balance de nitrógeno para las pruebas intermitentes

El balance de materia de los compuestos involucrados en el tratamiento, permite identificar dónde se encuentran involucradas las formas químicas del mismo elemento durante el tratamiento. Con la figura 3.13 se plantea un balance general de materia del nitrógeno amoniacal en el HAFHSS.

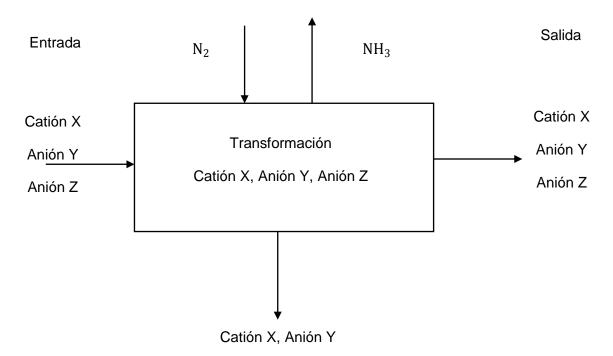


Figura 3.13 Esquema de un balance general de materia (pruebas del proceso en intermitente).

La concentración de nitrógeno total a la entrada y salida del sistema no se determinó en las pruebas de operación en intermitente, esto, al ser el nitrógeno amoniacal mayor al 90% del nitrógeno disponible en el lixiviado, solo se toma en cuenta para el balance de materia la concentración de nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos determinados a la entrada y a la salida de los tanques (tabla 3.5). Los balances de nitrógeno para los tanques 3 y 4 se encuentran en la tabla 3.8 y 3.9, respectivamente.





Tabla 3.8 Balance de nitrógeno del tanque 3 (pruebas en proceso en intermitente).

Parámetro	Inicio de	Final de	Consumo
larametro	prueba	prueba	Consumo
NH ₄ ⁺	9.33	0.88	8.45
NO ₃	0.7	ND	
NO ₂	0.06	0.04	0.02
NH ₄ ⁺	20.87	0.88	19.99
NO ₃	1.7	0.51	1.19
NO ₂	0.05	0.12	
NH ₄ ⁺	H ₄ ⁺ 41.7 0.88		40.82
NO ₃	1.2 1.3		0
NO_2^-	0.13	0.11	0.02

Los valores se encuentran en mg/L.

Tabla 3.9 Balance de nitrógeno del tanque 4 (pruebas en proceso en intermitente).

Parámetro	Inicio de prueba	Final de prueba	Consumo
NH ₄ ⁺	9.8	1.47	8.33
NO ₃	11.7	12.3	
NO ₂	0.74	0.6	0.14
NH ₄ ⁺	15	1.5	13
NO_3^-	11.2	22.5	
NO ₂	0.12	0.04	0.08

Los valores se encuentran en mg/L.



Página 57





3.5.3 Operación en proceso continuo

Los resultados de las pruebas experimentales en proceso continuo con las 2 concentraciones de nitrógeno amoniacal para el tanque 3 se presentan a continuación.

3.5.3.1 Tiempo de retención hidráulica (TRH)

La medición de la evapotranspiración que se tuvo en el HAFHSS durante todo el día (figura 3.14) se realizó con el fin de compensar la traspiración de las plantas, mantener el nivel del agua y tener un flujo mínimo a la descarga del tanque, y, posteriormente conocer el TRH obtenido con estas condiciones.

Para la realización de esta prueba se experimentó con un gasto de 250 mL/min a la entrada, como se puede apreciar en la figura 3.14, las plantas con este gasto tienen un margen mínimo de aproximadamente 100 mL de evapotranspiración constante durante toda la prueba, teniendo un gasto de salida al inicio y final del día de aproximadamente 150 mL/min, sin embargo, la mayor evapotranspiración (y con un gasto mínimo de salida) se tiene entre las 2 y 3 de la tarde (como se muestra con la marca en la figura 3.14).

Con base en estas consideraciones se estableció que para las pruebas se utilizaría un gasto mínimo de 300 mL/min a la entrada del humedal, teniendo un TRH aproximado de 1.7 días, y, decidiéndose experimentar con 5 días para las dos concentraciones elegidas.

De acuerdo con las características del medio de soporte (capítulo 2), el área transversal y el gasto establecido, se puede estimar en que régimen de flujo se trabajó durante las pruebas en operación en continuo, utilizándose para esto la ley de Darcy y el número de Reynolds, donde para valores de Reynolds inferiores a 4 y mayores a 10 el flujo se considera laminar y turbulento, respectivamente, (Martínez Alfaro et al., 2005).





Para las pruebas en proceso continuo se obtuvo un valor de Reynolds aproximado de 1.7 para el cual se considera un flujo laminar.

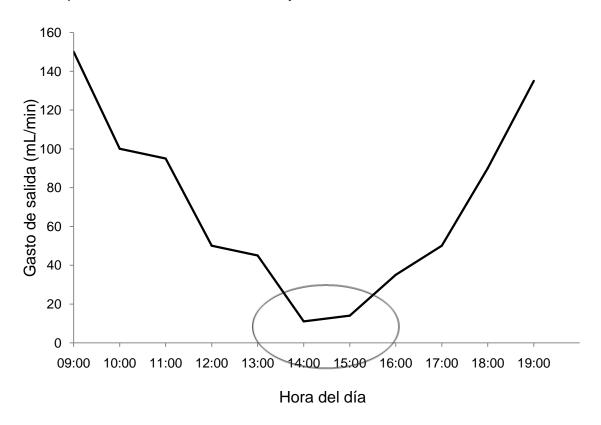


Figura 3.14 Características de evapotranspiración durante el día en el tanque 3.

3.5.3.2 Remoción de nitrógeno amoniacal

La figura 3.15 presenta la concentración de nitrógeno amoniacal residual durante las pruebas en continuo con el tanque 3.

En esta prueba, como se indica en el capítulo 2, se homogeneizó el sistema con la finalidad de que alcanzara más rápido la estabilización y poder determinar la eficiencia de esta forma de operación. Estas figuras principalmente muestran como el sistema después de aproximadamente 42 horas llega a la estabilización (marca en la figura 3.15) obteniendo en la descarga valores prácticamente constantes en la concentración del nitrógeno amoniacal (figura 3.15).





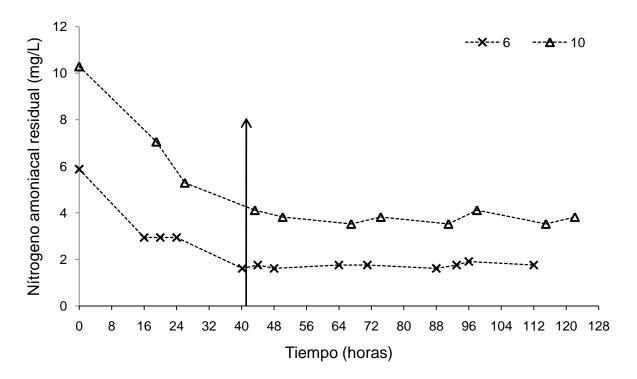


Figura 3.15 Concentración de nitrógeno amoniacal residual en tanque 3 para una concentración inicial de 6 y 10 mg/L de nitrógeno amoniacal (pruebas en proceso continuo).

3.5.3.3 Aniones y alcalinidad

La variación de la concentración de aniones en cada prueba, se representa en las figuras 3.16 y 3.17 para las pruebas de 6 y 10 mg/L de nitrógeno amoniacal, la variación en la alcalinidad se presenta en la figura 3.18.

El valor de la concentración de nitritos durante el tiempo de experimentación en las dos pruebas es mínima (figura 3.16 y 3.17).

La alcalinidad, como se puede observar en la figura 3.18, fue más alta con la concentración de 6 mg/L en comparación con la concentración de 10 mg/L de nitrógeno amoniacal, aun así los valores en las dos pruebas tienden a disminuir conforme estas progresan.



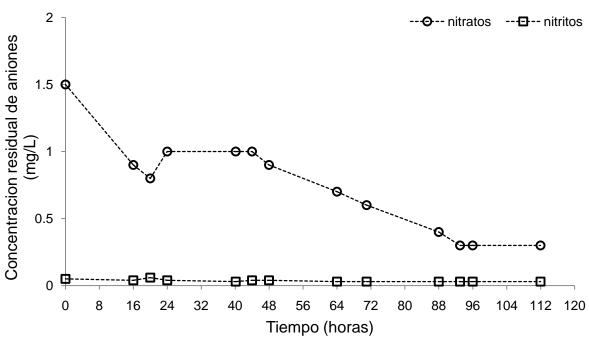


Figura 3.16 Perfil de concentración de aniones durante la prueba en continuo de 6 mg/L.

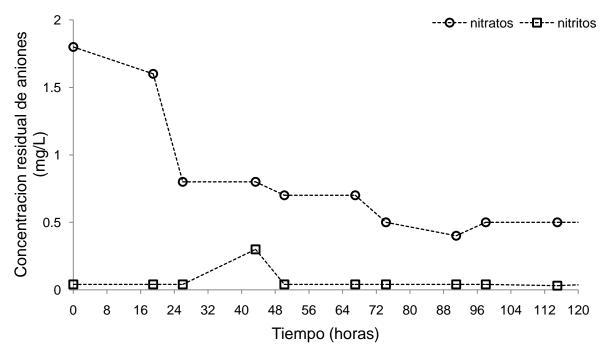


Figura 3.17 Perfil de concentración de aniones durante la prueba en continuo de 10 mg/L.





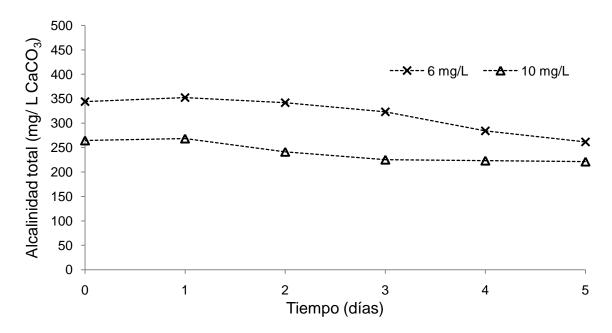


Figura 3.18 Perfil de alcalinidad (pruebas en proceso continuo).

3.5.3.4 pH y conductividad

En la figura 3.19 se muestran los valores de conductividad para el proceso en continuo de las pruebas de 6 y 10 mg/L de nitrógeno amoniacal.

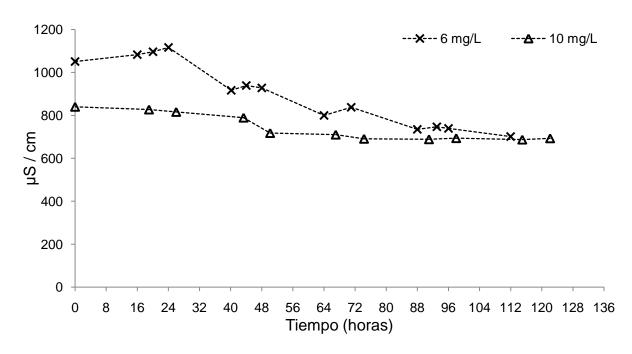


Figura 3.19 Perfil de conductividad (pruebas en proceso continuo).







Los valores de la conductividad como se puede observar en la figura 3.19 al igual que con el parámetro de alcalinidad, fueron más altos con la concentración de 6 mg/L de nitrógeno amoniacal, aun así, los valores en las dos pruebas tienden a disminuir conforme estas progresan. Los valores del pH para estas dos pruebas se mantuvieron en promedio con un valor de 7.0.

3.5.3.5 Balance de agua para las pruebas en continuo

Para el balance de agua en las pruebas en operación en continuo se utilizará como base la figura 3.12; en este caso se toma en cuenta, la alimentación al tanque 3 (Q_1), la cual sirve para compensar la evapotranspiración de las plantas (Q_3) y mantener el nivel de agua en éste; el valor de Q_2 , es la descarga al final del tanque, el agua aportada por la precipitación de la lluvia (Q_5) al igual que en la prueba en intermitente es cero (ver balance de agua de prueba intermitente), por último, el tanque se encuentra impermeabilizado para evitar la infiltración haciendo que el valor de Q_4 sea cero.

La ecuación general para el balance de agua con el proceso en continuo en el modelo de HAFHSS es:

$$Q_1 + Q_5 - Q_3 - Q_4 = Q_2$$
; $Q_1 - Q_3 = Q_2$

Donde:

 Q_1 = Alimentación, Q_2 = Descarga, Q_3 = Evapotranspiración, Q_4 =Infiltración y Q_5 =Precipitación pluvial

Con el gasto establecido para las dos pruebas (sección 3.4.3.1), se puede conocer la cantidad de agua necesaria por metro cuadrado de área superficial, que se utilizó en el humedal para tratar un litro de lixiviado con el proceso en operación en continuo. Para hacer la tabla 3.10 se tomaron en cuanta solo los valores de los días en los cuales el tanque 3 llegó a la estabilización.







Tabla 3.10 Balance de agua en tanque 3 (pruebas del proceso en continuo).

Condiciones iniciales *	Carga *	Tiempo para lograr la remoción	Volumen de agua dosificada	Volumen de agua para tratar un litro de lixiviado por día por área superficial
$\frac{\text{mg}}{\text{L}}$	mg m² de superficie	días	litros	$\frac{L_{agua}}{m^2 ext{ de superficie}*L_{lix}}$
6	1036	2	735	42
10	1728	2	735	21

^{*}de nitrógeno amoniacal.

3.5.3.6 Balance de nitrógeno para las pruebas en continuo

Al igual que con el balance de agua, para hacer la tabla 3.11, se tomaron en cuanta solo los valores de los días en los cuales el tanque 3 llega a la estabilización.

Tabla 3.11 Balance de nitrógeno del tanque 3 (pruebas en proceso continuo).

Concentración a la salida								
Prueba de 6 mg/L**			Prueba de 10 mg/L**					
NH ₄ **	NO ₃ *	NO ₂ -*	NH ₄ **	NO ₃ -*	NO ₂ *			
5.88	1.5	0.05	10.3	1.8	0.04			
2.94	0.9	0.04	7.1	1.6	0.04			
2.94	0.8	0.06	5.3	0.8	0.04			
2.94	1.0	0.04	4.1	0.8	0.3			
1.62	1.0	0.03	3.8	0.7	0.04			

^{*}los valores están en mg/L, ** de nitrógeno amoniacal.

La concentración de nitrógeno total a la entrada y salida del sistema no se determinó en las pruebas en proceso continuo (por la misma razón que en las pruebas en proceso intermitente), solo se toma en cuenta para el balance, la







concentración de nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos determinados a la entrada y salida del humedal.

Para la primera prueba en continuo, los valores en promedio a la entrada del humedal de las concentraciones de nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos fueron de 6, 1 y 0.05 mg/L, respectivamente. Para la segunda prueba, los valores en promedio de las concentraciones de nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos fueron de 10, 1 y 0.04 mg/L, respectivamente.

3.6 Parámetros ambientales: pruebas intermitentes y en continuo

La temperatura y humedad promedio en el HAFHSS para las pruebas intermitentes fueron de 27°C y 25.2%, respectivamente, y para las pruebas en continuo, con 6 y 10 mg/L de nitrógeno amoniacal, fueron de 24°C y 43% y 22 °C y 49%, respectivamente.

3.7 Análisis de resultados

3.7.1 Caracterización del lixiviado

Los parámetros como son el pH, DQO, DBO₅ y la relación de DBO₅/DQO, dan cierta información para conocer en qué fase se puede encontrar un lixiviado; de acuerdo con los valores obtenidos para estos parámetros en la caracterización (tabla 3.1), se puede deducir conforme a la literatura que el lixiviado con que se trabajó pertenece a la fase 3, caracterizándose por tener bajas concentraciones de compuestos orgánicos biodegradables, pH básico y de DBO₅/DQO pequeño (0.1-0.3).

El valor básico del pH en este lixiviado también se puede adjudicar al contenido de bicarbonatos, que corresponde a una concentración de alrededor de 13210 ± 10 mg/L como CaCO₃.

Los sólidos en sus diferentes formas presentan una alta concentración (sólidos disueltos totales 21030 \pm 525 mg/L, sólidos totales 21150 \pm 525 mg/L y sólidos





totales volátiles 6397 ± 52.5 mg/L), a excepción de los sólidos suspendidos totales 121 ± 0.75 mg/L, los cuales como se mencionó en el capítulo 2, al hacer la homogeneización de los dos muestreos, se filtraron para poder ser removidos. El valor de la conductividad (29.3 ± 2.2 mS/cm) y de la concentración de los sólidos disueltos totales indican una cantidad elevada de iones en el lixiviado.

La concentración de los diferentes metales como son el Na $^+$, Ca $^{2+}$ y Mg $^{2+}$ (328 mg/L, 12.9 \pm 0.6 mg/L y 146.6 mg/L, respectivamente) es relativamente bajo en comparación al valor de la concentración del K $^+$ (2494 \pm 230 mg/L); Silva *et al.* reportan en el lixiviado una concentración de K $^+$ del orden de 1700 - 1900 mg/L con un pH de 8.2 - 8.5.

De acuerdo con la tabla 1.2 (capítulo 1) se puede inferir que el lixiviado podría tener entre 5 y 10 años, aunque esto no se puede asegurar, ya que cuando se realizó el primer muestreo se observó que se lleva a cabo la recirculación de estos en el relleno sanitario, lo cual acelera el proceso en donde alcanzan pH altos y relaciones pequeñas en DBO₅/DQO.

3.7.2 Remoción de nitrógeno amoniacal para las pruebas intermitentes con los tanques 3 y 4

En las pruebas en proceso intermitente, el tanque 3 que cuenta con *Phragmites spp.* y grava, obtuvo mejores resultados en la remoción de nitrógeno amoniacal (figura 3.1) y mantuvo concentraciones bajas en los diferentes aniones que se determinaron (nitratos, nitritos, tabla 3.5), en comparación con el tanque 4 que solo cuenta con grava como medio de remoción (tabla 3.5), ya que con este último solamente se pudieron trabajar con dos diferentes concentraciones (a excepción de las dos primeras pruebas de evaluación con 3 y 7 mg/L de nitrógeno amoniacal) 10 y 15 mg/L de nitrógeno amoniacal (figura 3.3).

Conforme se aumenta la concentración de nitrógeno amoniacal en los tanques entre cada prueba, el tiempo en que los humedales tardan en remover el





contaminante se va incrementando (figura 3.2 para el tanque 3 y figura 3.4 para el tanque 4).

Como se puede apreciar en la figura 3.20, la constante de remoción de nitrógeno amoniacal al inicio de las pruebas es comparable entre un tanque y el otro, conforme se va incrementando la concentración de nitrógeno amoniacal en estos, es evidente que la constante tiende a disminuir, pero en el caso del tanque 4 (que cuenta únicamente con soporte) la disminución es mucho mayor, indicando que el soporte es un medio de tratamiento mucho más lento para la remoción o para la oxidación del nitrógeno amoniacal.

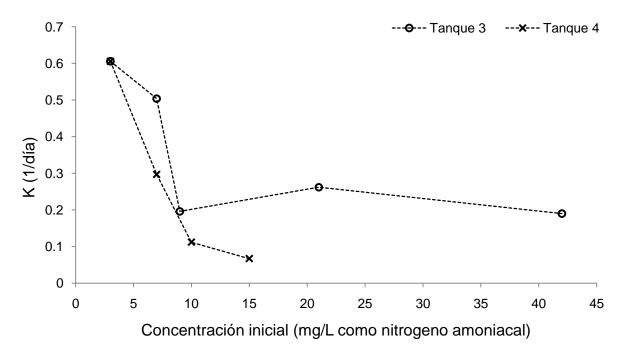


Figura 3.20 Disminución de la constante de remoción por el aumento en la concentración de nitrógeno amoniacal en los humedales.

Cuando la constante de remoción del contaminante sea 0, en el caso del tanque 3, la concentración dosificada de nitrógeno amoniacal en el humedal será tan elevada, que las plantas serán incapaces de remover el contaminante, llegando estas a su límite tolerable, saturándolas e intoxicándolas.







El pH de los tanques durante las pruebas en proceso intermitente fue en promedio de 7.0 (tanque 3) y 7.5 (tanque 4), sin haber registrando un aumento o descenso considerable de éste en el transcurso de las pruebas. Este es uno de los factores que afectan el desarrollo de las plantas, ya que experimentos desarrollados por otras investigaciones con este tipo de vegetación al tratar orina, demuestran que un pH superior a 8 interfiere en su desarrollo (López, 2010); los valores de pH registrados en el humedal para esta prueba no superaron dicho valor, indicando que el sistema sembrado (tanque 3) tiene la capacidad de amortiguar el pH, comparado con el que sólo tiene grava como medio de remoción (tanque 4).

La conductividad no tuvo gran variación en los dos tanques, ya que solo exhibía un aumento al incrementar la concentración en las pruebas (figura 3.6 y 3.7). Para explicar el aumento en los valores de la conductividad, se puede inferir que estas sales no son degradadas o utilizadas por el sistema, observando que los valores no descienden considerablemente con el transcurso de la prueba, y, dado que estos no se lavaron, parte de las sales se quedaron, propiciando la acumulación y así también un aumento.

3.7.3 Remoción de nitrógeno amoniacal para las pruebas en continuo

Las eficiencias obtenidas en la remoción de nitrógeno amoniacal para las pruebas de 6 y 10 mg/L fueron del 70 y 63%, respectivamente; dicha eficiencia desciende de una prueba a otra debido a que el tiempo de contacto con el medio de remoción no es suficiente.

Una posible explicación para los valores iníciales más elevados en los parámetros de alcalinidad y conductividad con la prueba de 6 mg/L (en comparación con la prueba de 10 mg/L de nitrógeno amoniacal; figura 3.18 y 3.19), es que el sistema no fue bien lavado, y debido a esto, se pudieron quedar trazas de los contaminantes del modo de operación anterior.





3.7.4 Balance de agua para las pruebas intermitentes y en continuo

3.7.4.1 Proceso intermitente

Para las pruebas en proceso intermitente, se puede observar en las figuras 3.9 y 3.11 (tanque 3 y 4, respectivamente) que el volumen de agua necesario para el tratamiento del lixiviado es mayor en el tanque 3 en comparación con el tanque 4.

De acuerdo con la figura 3.21 y comparando las concentraciones de 3 ,7 y 10 mg/L de nitrógeno amoniacal (marcas en la figura), las tasas de evaporación que tiene el tanque 4 son mínimas con respecto a las tasas de evapotranspiración del tanque 3.

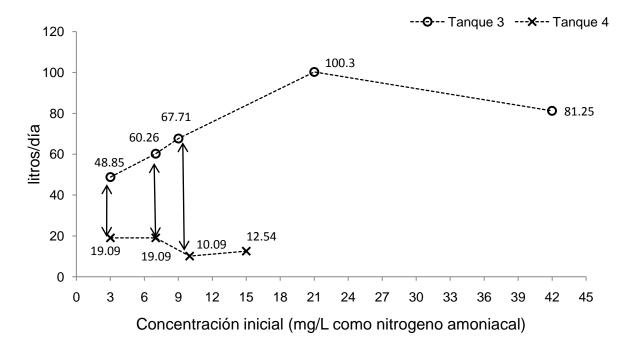


Figura 3.21 Tasa de evapotranspiración y evaporación conforme a la concentración de nitrógeno amoniacal dosificada a los tanques.

Con esta información, se puede conocer cuánta agua se evaporó por día en el tanque 4, teniendo en promedio durante todas las pruebas una evaporación de 15 l/día, por lo tanto, la transpiración en promedio que tuvieron las plantas durante todas la pruebas en proceso intermitente fue de aproximadamente 11 litros/día*m².







De acuerdo con las tablas 3.6 y 3.7 para ambos tanques, al ir aumentando la concentración de nitrógeno amoniacal, el volumen necesario de agua para tratar un litro de lixiviado por m² de área superficial va disminuyendo, esto puede ser debido a las condiciones climáticas durante las pruebas y al tiempo que el contaminante estuvo en contacto con los humedales.

3.7.4.2 Proceso en continuo

Con las tablas 3.6 y 3.10 se puede comparar en el tanque 3, la cantidad de agua necesaria para el tratamiento del lixiviado con los dos procesos experimentados (tabla 3.12), se tomará como ejemplo las pruebas con las concentraciones de 7 y 6 mg/L de nitrógeno amoniacal, para el proceso en intermitente y en continuo, respectivamente; donde para la concentración de 7 mg/L se necesitaron 1037 litros de agua para tratar aproximadamente 2.5 litros de lixiviado en 5 días, con una remoción mayor al 90% de nitrógeno amoniacal, y para la concentración de 6 mg/L se necesitaron de 735 litros de agua para tratar 2 litros de lixiviado en aproximadamente 42 horas, con una remoción del 70% de nitrógeno amoniacal, en este caso el volumen de agua utilizado depende de las características de las formas de operación. En el proceso intermitente solo se repone el agua evapotranspirada, mientras que en el proceso en continuo se necesita mantener un gasto tal, que mantenga el nivel en el tanque (debido a la evapotranspiración de las plantas) y se tenga un flujo en la descarga para poder recolectar las muestras.

Teniendo en cuenta que la mayor eficiencia obtenida fue del 70% para tratar una concentración de 6 mg/L en 42 horas (aproximadamente se diluyó un litro de lixiviado por día), si se quisiera tratar el lixiviado que se genera en el relleno sanitario Bordo Poniente (lixiviado que cuente con las mismas características fisicoquímicas que el utilizado en este trabajo) por el proceso en operación en continuo y considerando las proyecciones sobre la generación de lixiviado (capítulo 1), se necesitaría de un área considerablemente grande, así como de un







volumen elevado de agua para mantener la transpiración de las plantas y la dilución del lixiviado.

Debido a que en este estudio se utilizó un volumen considerable de agua potable para la remoción de nitrógeno amoniacal, se podría considerar como alternativa para realizar la dilución del lixiviado o compensar la transpiración de las plantas, utilizar el agua residual de alguna planta de tratamiento; el inconveniente de esto sería que el humedal tendría que estar situado cerca de dicha planta; se puede también disminuir el consumo de agua recirculando el efluente del humedal, siendo éste utilizado para la dilución del lixiviado de entrada; a las alternativas anteriores también se le podría sumar el uso de lixiviado pre-tratado y así aumentar el volumen de contaminante que se podría dosificar al humedal.

Tabla 3.12 Comparación del volumen de agua necesaria para el tratamiento del lixiviado.

Prueba	Proceso intermitente					
Tanque		3			4	
Concentración*	3	7	9	3	7	10
Volumen	890	1037	1460	945	1003	1041
(litros)**	090	1007	1400	343	1005	1041
Días	3	5	11	3	6	16
Remoción,%	>90	>90	>90	>90	>90	>90
Prueba	Proceso continuo					
Tanque			3			
Concentración*		6	10			
Volumen		735	735			
(litros)						
Días		~1.7	~1.7			
Remoción,%		70	63			

^{*}mg/L de nitrógeno amoniacal; ** este volumen toma en cuenta el volumen de agua evapotranspirada o evaporada y el volumen presente en los humedales.







3.7.5 Balance de nitrógeno para las pruebas intermitentes y en continuo

Como se explicó, el balance de materia permite identificar dónde se encuentran involucradas las formas químicas de un mismo elemento durante el tratamiento. En el caso del tanque 3 se tuvieron durante todas las pruebas, en proceso intermitente, remociones mayores al 90% de nitrógeno amoniacal, y, al no presentar concentraciones considerables de nitritos y nitratos en las muestras (tabla 3.5), se deduce que el nitrógeno amoniacal dosificado al humedal fue asimilado por las plantas, esto al ser la principal fuente de nutriente del que disponen. Si se toma en cuenta la disminución en la alcalinidad durante el transcurso de las pruebas intermitentes, se puede inferir que también se llevó a cabo el mecanismo de nitrificación-desnitrificación en este humedal, siendo el oxígeno disuelto necesario para el mismo, aportado por las plantas por medio de las raíces y por el agua repuesta por el efecto de evapotranspiración.

De acuerdo con la tabla 3.9, para el caso del tanque 4, al final de la prueba de 10 mg/L de nitrógeno amoniacal hubo una remoción del 85% del nitrógeno, del cual el 79% se asume fue adsorbido por la grava y solamente el 6% fue nitrificado. Sin embargo, para la siguiente concentración de nitrógeno amoniacal (15 mg/L), se tuvo al final una remoción del 90%, siendo el 15% adsorbido y el 75% nitrificado.

El incremento en la concentración de nitratos en el tanque 4, indica que en este sistema al incrementarse la concentración de nitrógeno amoniacal, la grava se va saturando, siendo insuficiente para la remoción y dando lugar al proceso de nitrificación. La disminución de la alcalinidad en este tanque es una de las condiciones necesarias para que la nitrificación pueda ser llevada a cabo por las bacterias, el oxígeno disuelto necesario para que se pueda llevar a cabo este mecanismo, se pudo haber obtenido de la reposición de agua por el efecto de evaporación y por la recirculación con la bomba, la cual crea turbulencia y aumenta la concentración de oxígeno disuelto.







Con las pruebas en continuo en el tanque 3, no se aprecia una concentración significante de nitritos con respecto a la de nitratos (figuras 3.16, 3.17), por lo que se puede decir que el nitrógeno amoniacal dosificado fue asimilado por las plantas como fuente de nutriente. Con los pH registrados durante las pruebas en proceso intermitente como en continuo, para los tanque 3 y 4, se observa en la figura 3.22 que la mayor parte del nitrógeno amoniacal se encuentra como ion amonio.

De acuerdo con autores como Vymazal (2007), para que exista una remoción considerable del nitrógeno por medio de liberación de éste a la atmosfera, se deberían tener valores de pH superiores a 9.3 en los humedales. Durante el tiempo de experimentación con el tanque 3, los valores registrados en promedio de pH fueron de 7 para las pruebas en proceso intermitente y continuo, y en el caso del tanque 4, para las pruebas en proceso intermitente, el pH registrado en promedio fue de 7.5, infiriéndose así, que esta vía de remoción no ocurrió en los humedales experimentados.

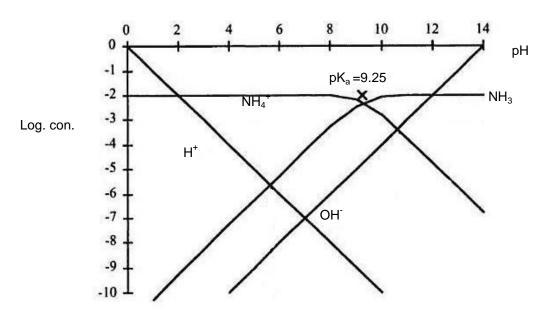


Figura 3.22 Diagrama de Sillén para 0.01 M de NH_3 o 0.01 M de NH_4CI (pKa = 9.25, log C =-2), modificado de Butler *et al.*, (1998).





/	1
	r

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A continuación se presentan las conclusiones establecidas en este trabajo de tesis.

La remoción de nitrógeno amoniacal en el tanque 3, que cuenta con plantas *Phragmites spp.* y grava como medio de remoción, es posible bajo las condiciones de operación probadas.

En el tanque 3 en proceso intermitente se tuvieron remociones mayores al 90% en todas las pruebas, con TRH de 3, 5, 11,12 y 20 días para las concentraciones de nitrógeno amoniacal de 3, 7, 9, 21 y 42 mg/L, respectivamente, y del orden del 70 y 63 % en las pruebas en continuo para las cargas de 6 y 10 mg/L, respectivamente, con un TRH de aproximadamente 42 horas (~1.7 días).

En el caso del tanque 4, bajo las condiciones de operación probadas, se infiere que la capacidad de adsorción con que cuenta la grava es limitada y va disminuyendo conforme se incrementa la concentración de nitrógeno amoniacal dosificado a éste, en consecuencia, el nitrógeno amoniacal presente que no fue adsorbido por la grava, simplemente fue oxidado a nitratos.

La remoción de nitrógeno amoniacal para las pruebas intermitentes responde a una cinética de primer orden, donde la constante de remoción varía de 0.606 a 0.190 1/día para el tanque 3 y de 0.606 a 0.067 1/día para el tanque 4, concluyendo que, para el tanque 4, la grava es un medio de tratamiento mucho más lento e insuficiente, a comparación con el tanque 3, donde la remoción es más rápida con las plantas y la grava como medio de depuración.







La remoción de nitrógeno amoniacal, por el proceso en continuo, depende del área superficial y el tiempo que el contaminante esté en contacto con el medio de remoción (el cual está en función de la cantidad de agua evapotranspirada por las plantas); así, a mayor tiempo de retención hidráulica en el humedal, mayor será la eficiencia que este tenga.

Las tasas de evaporación en el tanque 4 en comparación a las de evapotranspiración en el tanque 3 son mínimas durante el trascurso de las pruebas intermitentes.

Al final de la experimentación se tuvo un incremento en el número de plantas en el humedal, indicando que el nitrógeno amoniacal dosificado fue utilizado como fuente de nutriente por estas.

Para lograr los niveles de remoción obtenidos durante las pruebas intermitentes y en continuo, se requirió de un volumen considerable de agua para el tratamiento; ejemplificando con las cargas de 7 mg/L de nitrógeno amoniacal para el tanque 3 y 4, las cuales necesitaron de aproximadamente 1037 y 1003 litros, respectivamente, (contando la cantidad de agua en cada uno de los humedales y la evaporada o evapotranspirada), y para el proceso en continuo, con una carga de 6 mg/L para el tanque 3, se necesitaron de aproximadamente 735 litros, por lo que se requiere de una fuente de agua para operar el sistema.

La diferencia en la forma de operación con los dos diferentes procesos, hacen que se requiera de un volumen diferente de agua para tratar una misma concentración de nitrógeno amoniacal, donde para el proceso intermitente solo se tiene que reponer el agua que es evapotranspirada, mientras que en el proceso continuo se necesita mantener el nivel de agua en el humedal y tener un gasto mínimo de salida.

Dado que con el proceso en continuo en este trabajo solo se pudieron hacer dos pruebas, la recomendación que se puede hacer para este tratamiento, es el





incremento del área superficial del humedal, utilizando en serie los 4 tanques disponibles en el modelo, para así mejorar la eficiencia y poder tratar un volumen mayor de lixiviado dosificado.

También sería conveniente un control más detallado de las plantas y realizar un análisis al final de las pruebas, para conocer la cantidad de nitrógeno que asimilaron durante todo el tratamiento.





RFI	FERENCIAS

APHA-AWWA-WPCF (1992), "Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales", 17 edición.

Aziz Hamidi A., Alias S., Adlan Mohd N., Faridah, Asaari .A.H, Zahari Mohd. S. (2007), "Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes", Bioresource technology, 98, pp.218-220.

Beascoechea E. de M., Fernández González J. (2005), "El problema de las aguas residuales", Ambienta", pp.55-57.

Butler James N, (1998), "Ionic equilibrium", Editorial John Wiley, pp 111.

Bodzek M., Surmacz-Gorska J., Hung Yung-Tse (2004) "Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment" editado por Wang Lawrence K., Hung Yung-Tse, Lo Howard H., Yapijakis C., editorial Marcel Dekker, Inc, pp. 1257-1320.

Brix H. (1994), "Functions of macrophytes in constructed wetlands", Water Science Technology, Vol. 29, No. 4, pp. 71-78.

Bulc Tjasa G. (2006), "Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment", Ecological Engineering, 26, pp. 365-374.

Chen Paris H. (1996), "Assesment of leachates from sanitary landfills: impact age, rainfall and treatment", Environmental International, Vol.22, No.2, pp. 225-237.

Chiemchaisri C., Chiemchaisri W., Junsod J., Threedeach S., Wicranarachchi P.N. (2009), "Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland", Bioresource Technology, 100, pp.3808-3814.

Chu L. M., Cheung K. C., Wong M. H. (1994), "Variations in the chemical properties of landfill leachate", Environmental Management, Vol.18, No.1, pp.105-117.







Editorial (2005), "Constructed wetlands for wastewater treatment", Ecological Engineering, 25, pp. 475-477.

Haberl R., Perfler R., Mayer H. (1995), "Constructed wetlands in Europe", Water Science Technology, Vol.32, No.3, pp. 305-315.

http://www.obras.df.gob.mx, Consulta: 10 abril 2011, Recolección, Transferencia, Selección y Disposición Final, Gobierno del Distrito Federal.

Johansen Ole J., Carlson Dale A. (1976), "Characterization of sanitary landfill leachates", Water Research, Vol.10, pp.1129-1134.

Kulikowska D., Klimiuk E. (2008), "The effect of landfill age on municipal leachate composition", Bioresource Technology, 99, pp.5981-5985.

López Cervantes I. (2010), "Remoción de nitrógeno amoniacal con tres tipos de plantas acuáticas en ausencia de soporte", tesis de licenciatura.

Martínez Alfaro P. E., Martínez Santos P., Castaño Castaño S. (2005) "Fundamentos de hidrogeología", ediciones Mundi Prensa, pp. 93-94.

McBean Edward A., Rovers Frank (1999), "Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates", editado por Mulamoottil G., McBean Edward A., Rovers F., Lewis publishers, pp. 1-16.

Mehmood M.K, Adetutu E., Nedwell D.B, Ball A.S. (2009), "In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons", Bioresource Technology, 100, pp.2741-2744.

Méndez Novelo R. I., Castillo Borges E. R., Sauri Riancho M. R., Quintal Franco C. A., Giácoman Vallejos G., Jiménez Cisneros B. (2009), "Comparación de cuatro tratamientos fisicoquímicos de lixiviados", Revista Internacional de Contaminación Ambiental, Vol.25, No 3, pp.133-145.

Monje Ramírez I. (2004), "Ozonación de lixiviados estabilizados de rellenos sanitarios para transformar materia orgánica recalcitrante soluble", tesis de doctorado.

Mæhlum T. (1995), "Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands", Water Science Technology, Vol 32, No. 3, pp. 129-135.

NMX-AA-026-SCFI-2001, Análisis de agua, determinación de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.





NMX-AA-034-SCFI-2001, Análisis de agua, determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-036-SCFI-2001, Análisis de agua, determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

Parra Piedrahita N. del P., Ovando Shelley E., "Comportamiento del sistema de aislamiento con geomembrana instalado en la IV etapa del relleno sanitario Bordo Poniente".

Pérez de Agreda C.R. (2003), "Humedales construidos. Estado del arte (I)", Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Vol. 24, No. 3, pp. 35-41.

Renou S, Givaudan J.G, Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P. (2008), "Lanfill leachate tratment: Review and opportunity", Journal of Hazardous Materials, 150, pp. 468-493.

Shutes R.B.E. (2001), "Artificial Wetlands and water quality improvement", Environmental International, 26, pp. 441-447.

Silva A.C., Dezotti M., Sant'Anna Jr G. L. (2004), *Treatment and detoxificaction of a sanitary landfill leachate*", Chemosphere, 55, pp.207-214.

Vymazal J. (2005), Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment, Ecological Engineering, pp. 478-490.

Vymazal J. (2007), "Removal of nutrients in various types of constructed wetlands", Science of the Total Environmental, 380, pp.48-65.

Wood B., McAtamney C. (1994), "The use of macrophytes in bioremediation", Biotechnology Adv., Vol 12, pp.653-662.

Yalcuk A., Ugurlu A. (2009), "Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment", Bioresource Technology, 100, pp.2521-2526.





Λ	NIEW 00
А	NEXOS

Anexo A Caracterización de lixiviados de diferentes rellenos sanitarios

Tabla A.1 Relleno sanitario en Bangkok, modificado de Chiemchaisri et al., (2009).

Parámetro	Lixiviado	Lixiviado	Lixiviado	
Parametro	joven	estabilizado	estabilizado	
	I-III	I	II-III	
рН	4005	0.0.0.5	7000	
(adimensional)	4.3-6.5	8.2-8.5	7.9-9.2	
DBO	3150-7400	209-278	15-68	
DQO	5850-12820	1613-4506	414-2184	
Sólidos	320-825	124-223	10-158	
suspendidos	320-023	124-225	10 100	
NH ₃ -N	43-108	711-967	88-441	
TKN	144-366	846-1454	107-305	
$NO_2^ N$	ND-3.2	3.0-3.3	1.0-2.7	
$NO_3^ N$	0.3-3.8	1.6-2.9	1.0-2.5	
PO ₄ ³⁻	4.3-23.4	7.3-8.8	1.4-5.4	
Cl ⁻	125-1000	2699-3199	400-875	
Conductividad	1.5-6.7	17.4-21.3	1.4-13.1	
eléctrica dS/m	1.0 0.7	17.7 21.0	1.7 10.1	

Todos los valores están en mg/L excepto donde se indica, ND: no detectado.





Tabla A.1 Vertedero Pulau Burung (PBL), situado en la Reserva Forestal de Byram en Penang, Malasia, modificado de Aziz *et al.*, (2007).

Parámetro	Valor
pH (adimensional)	7.8–9.4
DQO	1533–3600
DBO	48–1120
Turbiedad (UNT)	50–450
Sólidos suspendidos	159–1120
Color (PtCo)	2430–8180
Zinc	0.1–1.8
Cobre	0.1–0.4
Manganeso	0.6–1.1
Cadmio	<0.04
Hierro	0.32–7.5

Todos los valores están en mg/L excepto donde se indica.

Tabla A.2 Vertedero abierto situado en la parte noreste de Ankara, Turquía, modificado de Yalcuk *et al.*, (2009).

Parámetro	Valor medio
DQO	4770(2930–14.650)
NH ₄ -N	2865(170–4012)
PO ₄ -P	75(44.5–153)
$NO_3^ N$	64(58–112)
$NO_2^ N$	3.7(1.5–6.3)

Todos los valores están en mg/L.



Página 8



Tabla A.4 Relleno Sanitario Gramacho Metropolitano, Río de Janeiro, modificado de Silva *et al.*, (2004).

Parámetro	Primera muestra	Segunda muestra
pH (adimensional)	8.2	8.5
DQO	3460	3470
DBO ₅	150	150
DBO ₅ /COD (adimensional)	0.04	0.04
COT	820	1000
COT/DQO	0.24	0.29
Color (mg PtCo/L)	5300	6900
$N-NH_4^+$	800	750
Cloruros	4130	5140
Cd	<0.01	<0.01
Cu	0.08	0.10
Cr	0.2	0.1
Pb	<0.1	<0.1
Hg (µg/L)	2	1.2
Mn	0.20	0.05
Zn	0.35	0.25
Ni	0.10	0.25
Fe	5.5	8.0
Al	<1.0	<1.0
Na	2700	3200
K	1700	1900
Ca	320	240
Mg	97	73

Todos los valores están en mg/L excepto donde se indica.



>áaina 82



Tabla A.5 Relleno sanitario de la Ciudad de Mérida, modificado de Méndez *et al.*, (2009).

Parámetro	Media	Rango	Parámetro	Media	Rango
рН	8.3	7.9-8.5	O ₂	0.72	0.15-1.30
Turbiedad (NTU)	108	95-130	SST	95	42-153
Conductividad (mS/cm)	17.9	1718.5	SSV	69	38-101
Alcalinidad	4305	548-11107	ST	12545	10064-16214
(mg/L como CaCO ₃)	4303	340-11107	01	12040	10004-10214
Dureza total	955	720-1196	STV	3813	2546-5260
(mg/L como CaCO ₃)	955	720-1130	317	3013	2540-3200
Cloruros	3156	2489-3654	Redox	19	-133-123
DBO ₅	1098	236-2580	Fe	64.05	7.92-164.4
DQO Total	5346	4268-7610	Mn	0.81	0.12-1.49
DQO Soluble	4895	3161-7490	Zn	3.2	0.43-5.80
COT	2857	2283-4380	Na	11850	1632-28180
Grasas y aceites	29	4-62	K	10252	1636-23100
SAAM	6.49	0.88-13.80	Cd	0.0069	0.001-0.158
N-NH ₃	1210	795-2303	Pb	0.236	0.016-0.9
N-org	208	82-320	Cr	6.98	4.74-14.35
NKT	1419	1004-2515	Cu	0.214	0.056-0.388
P Total	37.32	7.04-75.12	Ni	0.349	0.319-0.387
Sulfuros	405	30-705	Ag	0.039	0.037-0.039

Todos los valores están en mg/L excepto donde se indica.

Tabla A.6 Relleno sanitario en Eslovenia, Bulc G., (2006).

Parámetro	Entrada	OGRS
Sólidos suspendidos	1082	60
DQO	239	300
DBO ₅	88	30



Pagina 83



Tabla A.6 (continuación).

Parámetro	Entrada	OGRS
$N - NO_2^-$	0.1	1
$N - NO_3^-$	7.8	35
NH ₃ - N	642	50
P _{total}	8.9	2
Aceites	1.604	10
Cloruros	1939	
Fe	3.4	2
Al	1.9	3
Ni*	91	0.5
Cu*	4	0.5
Cr*	41	0.5
Zn*	0.1	2
Pb*	27	0.5
Cd*	7	0.1
Conductividad eléctrica **	15280	
pH	7.7	6.5-9

^{*}Valores en μg/l, ** valor en μS/cm, los demás valores en mg/L; OGRS: Official Gazette of the Republic of Eslovenia (Boletín Oficial de la República de Eslovenia); --: sin valor.





Anexo B Determinaciones

Para el caso de la determinación de DBO_5 , nitrógeno amoniacal y total Kjeldahl se siguió el procedimiento establecido por el equipo de trabajo, para estos dos últimos parámetros también se consultó la norma mexicana NMX-AA-026-SCFI-2001. La información para la determinación de nitritos, nitratos, y DQO se extrajo de los folletos incluidos en los kit Merck (N como NO_2^- # 14776, N como NO_3^- # 09713 y DQO # 114541).

La determinación de la alcalinidad y de sólidos en sus diferentes formas se siguió según el procedimiento en las normas NMX-AA-036-SCFI-2001 y NMX-AA-034-SCFI-2001, respectivamente. La determinación de metales se llevó a cabo según el procedimiento en la APHA 3030 E Digestión por ácido nítrico.

B.1 Determinación de DBO₅

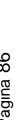
La demanda biológica de oxígeno es la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios biológicos.

Tabla B. 1 Determinación de DBO₅.

Parámetro	Determinación
DBO₅ Oxitop, marca WTW	 De acuerdo con la concentración de DBO esperada se utiliza la tabla incluida en el equipo. A las muestras se les agrega inóculo (muestra de lodos activados proveniente de la planta de tratamiento de C.U.) nutriente e inhibidor (evita el proceso de nitrificación). El pH en las muestras debe de ser 7.0.



agina 85





B.2 Determinación de DQO

La demanda química de oxígeno indica la cantidad de oxígeno procedente de dicromato potásico que, bajo las condiciones de trabajo del procedimiento indicado, reacciona con las sustancias oxidables contenidas en 1 L de agua.

Tabla B. 2 Determinación de DQO.

Parámetro	Intervalo de medida: 25.0- 1500 mg/L
DQO 114541	Agitar por balanceo la cubeta
	 Verter 3 mL de muestra cuidadosamente en la pared de la
	cubeta (usar gafas protectoras; la cubeta se calienta).
	 Cerrar firmemente la cubeta con tapa roscada (agarrar la
	cubeta solamente por la tapa roscada)
	 Mezclar vigorosamente el contenido de la cubeta.
	 Calentar la cubeta durante 120 minutos a 148 °C en el
	termoreactor precalentado.
	Sacar del termoreactor la cubeta caliente y colocarla en un
	soporte para tubos de ensayo para que se enfríe.
	 Al cabo de 10 minutos agitar la cubeta por balanceo y
	enfriarla a temperatura ambiente (tiempo de enfriamiento
	mínimo 30 minutos).
	Medir

B.3 Determinación de nitrógeno amoniacal y nitrógeno total Kjeldahl

En el método Kjeldahl los compuestos nitrogenados de la muestra se descomponen con ácido sulfúrico concentrado en caliente, transformándose el nitrógeno de la mayoría de los grupos funcionales orgánicos en amonio. Cuando la descomposición se ha completado la disolución se enfría, se diluye y se alcaliniza con hidróxido de sodio concentrado. El amoniaco liberado se destila y se adsorbe en una disolución de concentración conocida de ácido bórico. Los grupos amino y







amido se convierten cuantitativamente a ión amonio. Sin embargo, los grupos nitro, azo o azoxi generan en las mismas condiciones, otros productos nitrogenados (N₂ u óxidos de nitrógeno) (NMX-AA-026-SCFI-2001).

B.3.1 Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)

- Y Se vierte un volumen determinado de muestra en los tubos digestores, agregando un volumen de agua destilada, solución digestora y perlas de ebullición por cada tubo. Se monta el equipo de digestión (conectándose al "scrubber") y se hace el "rampeo" de temperaturas durante el tiempo de operación.
- Y Al término de la digestión se retiran los tubos y se dejan enfriar. Pasado el tiempo de enfriamiento, a cada tubo se le agrega agua destila y reactivo de hidróxido-tiosulfato de sodio.
- Υ Con la muestra preparada se procede a la destilación. Utilizando solución indicadora en matraces de 250 mL.
- Υ Al término de la destilación se titula con ácido sulfúrico previamente valorado.
- Y Se utiliza la siguiente ecuación para el cálculo de la concentración de nitrógeno total Kjeldahl:

$$\frac{\text{mg Nt}K}{L} = \frac{(A * B) * (N) * (14) * (1000)}{V}$$

A: mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación.

V: mL de muestra.

B: mL de ácido sulfúrico gastados en el blanco.

N: normalidad del ácido sulfúrico.

14: peso equivalente del nitrógeno.

Υ Las muestras que no se analicen inmediatamente se deben de mantener en refrigeración a 4 °C y pH de 2.





B.3.2 Nitrógeno amoniacal

- Y Se vierte un volumen determinado de muestra en los tubos digestores, agregando hidróxido de sodio para que alcance un pH superior a 9.0.
- Υ Con la muestra preparada se procede a la destilación. Utilizando solución indicadora en matraces de 250 mL.
- Υ Al término de la destilación se titula con ácido sulfúrico previamente valorado.
- Y Se utiliza la siguiente ecuación para el cálculo de la concentración de nitrógeno amoniacal:

$$\frac{\text{mg NH}_3 - N}{L} = \frac{(A * B) * (N) * (14) * (1000)}{V}$$

A: mL de ácido sulfúrico gastados en la titulación.

V: mL de muestra.

B: mL de ácido sulfúrico gastados en el blanco.

N: normalidad del ácido sulfúrico.

14: peso equivalente del nitrógeno.

Υ Las muestras que no se analicen inmediatamente se deben de mantener en el refrigerador a 4 °C y pH de 2.









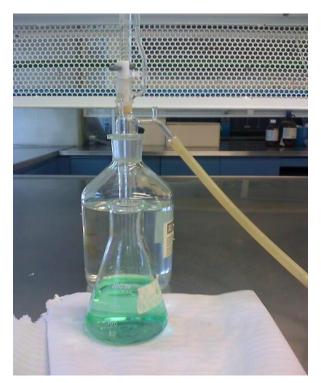
Figura B.1 Digestión.



Figura B.2 Destilación.







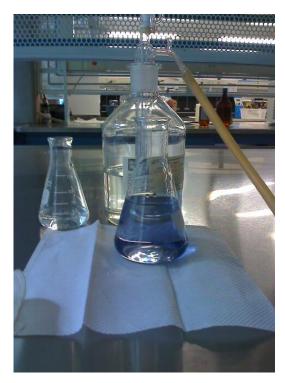


Figura B.3 Titulación.

B.4 Determinación de N como NO₃

En solución sulfúrica y fosfórica los iones nitrato forman con 2,6-dimetilfenol (DMP) el compuesto 4-nitro-2,6-dimetilfenol que se determina fotométricamente.

Tabla B. 3 Determinación de N como NO₃⁻.

Parámetro	Intervalo de medición: 1.0 – 25.0 mg/L de N de NO_3^-
N como NO ₃ 09713	 Pipetear 4 mL del reactivo NO₃-1 en un tubo de ensayo
	 Pipetear 0.5 mL de la muestra en el tubo; no mezclar
	 Añadir con la pipeta 0.5 mL del reactivo NO₃-2, cerrar y
	mezclar
	 Tiempo de reacción: 10 minutos
	Añadir la solución a la celda
	• Medir





B.5 Determinación de N como NO₂⁻

En solución ácida los iones nitrito forman con el ácido sulfanílico una sal de diazonio que reacciona con el diclorhidrato de N-(1-naftil)-etilendiamina dando un azocolorante violeta rojizo. Este colorante se determina fotométricamente.

Tabla B. 4 Determinación de N como NO₂⁻.

Parámetro	Intervalo de medición: $0.02 - 1.00 \text{ mg/L}$ de N de NO_2^-
	 Pipetear 5 mL de la muestra en un tubo de ensayo
	 Añadir una microcucharada del reactivo NO₂-1
	 Agitar hasta disolver la sustancia solida
N como	• Comprobar el pH (intervalo previsto 2.0- 2.5; Corregir si es
NO_2^-	necesario añadiendo gota a gota solución diluida de hidróxido
14776	sódico o ácido sulfúrico)
	 Tiempo de reacción: 10 minutos
	 Añadir la solución a la celda de vidrio
	• Medir





Anexo C Muestreo Bordo Poniente

Los puntos de muestreo del lixiviado están señalados con marcas en la imagen.

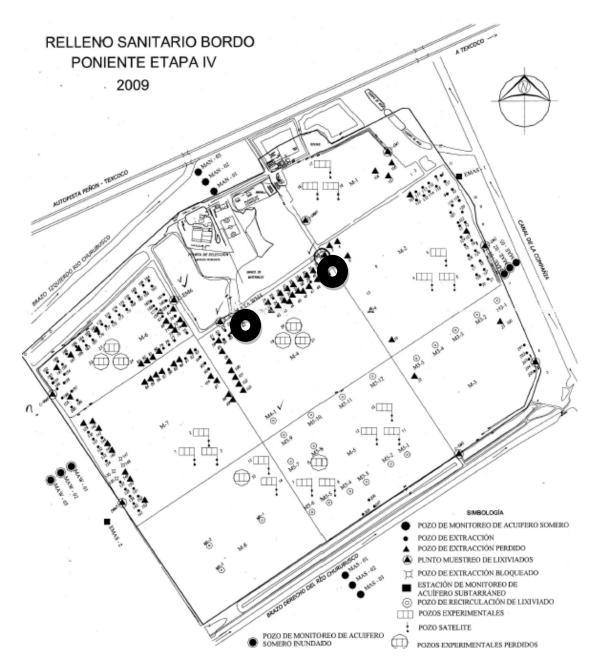


Figura C.1 Puntos de muestreo en el relleno sanitario Bordo Poniente, etapa IV.

Fuente: Ana María Vázquez Campos (JUD planta de composta, monitoreo ambiental, Relleno sanitario Bordo Poniente etapa IV).





Anexo D Equipos



Figura D.1 Termo-higrómetro AEMC Instrument, modelo CA 846.





Figura D.2 Reactivos marca Merck para determinación de DQO y aniones.



Página 9





Figura D.3

Termoreactor TR 420.



Figura D.4

Thermolyne 1500 Furnace.



Figura D.5 WTW multi340i/set.

