



DIVISION DE CIENCIAS BIOLOGICAS Y DE LA SALUD

DEPATAMENTO DE BIOTECNOLOGIA

**REMOCIÓN DE NITRÓGENO, FÓSFORO y AMONIO POR
HIDROFITAS DEL EFLUENTE DE UN SISTEMA ANAEROBIO
DE AGUAS RESIDUALES DE RASTRO**

TESIS EN ESPECIALIDAD EN BIOTECNOLOGIA

PRESENTA

HIDROBIOLOGA LAURACELI ROMERO ORTIZ

ASESORAS

DRA. FLORINA RAMIREZ VIVES

DRA. MARIA GUADALUPE MIRANDA ARCE

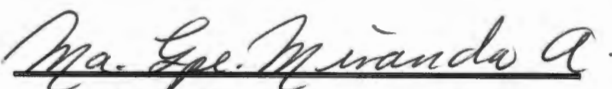
MÉXICO, D.F. DICIEMBRE 2008

El jurado designado por la División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa aprobó la Tesis:
"REMOCIÓN DE NITRÓGENO FÓSFORO Y AMONIO POR HIDROFITAS DEL EFLUENTE DE UN SISTEMA ANAEROBIO DE AGUA RESIDUALES DE RASTRO",
que presentó la alumna de la Especialización en Biotecnología **HIDROBIOLOGA LAURACELI ROMERO ORTIZ**

Comité tutorial


Dra. Florina Ramírez Vives

Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Iztapalapa


Dra. Ma. Guadalupe Miranda Arce

Universidad Autónoma Metropolitana - Unidad Iztapalapa

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Autónoma Metropolitana por haberme dado la oportunidad de realizar este proyecto

A mi Mami y Hermanos por todo el amor y apoyo que me dieron durante este tiempo.

A la Dra. Florina Ramírez Vives por haber confiado en mí, por su excelente asesoría, su amistad, paciencia, tolerancia y apoyo no solo en el trabajo sino en lo personal.

A la Dra. Ma. Guadalupe Miranda Arce por su gran amistad, por su excelente asesoría en el trabajo, su confianza en mí, sus enseñanzas y apoyo en los momentos difíciles.

Al Dr. Carlos Álvarez Silva por su gran amistad y apoyo.

A la Familia Armendáriz Sáenz especialmente a Nayeli I. Armendáriz y su Papi el Sr. Raúl Armendáriz por el apoyo que me dieron para realizar este proyecto

A mis amigos: Tere Aquino, Nicolás Romero, Federico Vega, Jenny Nuevo, Liliana Lara, Gaby Valdez, Mayra Sánchez, Edson, Reina Rodríguez, Bladimir Jiménez, Víctor, Vianey Gómez y Santitos

A todos los compañeros del Laboratorio de Tratamiento de Aguas Residuales y Microbiología Ambiental

INDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	1
INDICE GENERAL	2
INDICE DE FIGURAS	3
CAPITULO UNO	4
INTRODUCCIÓN	4
1.1 AGUA RESIDUAL DE RASTRO	6
1.2 RASTROS Y MATADEROS EN MÉXICO	7
1.3 COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO	9
1.4 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO	10
1.5 HIDROFITAS ACUATICAS	11
1.5.1 Hidrófitas utilizadas	13
1.5.1.1 <i>Eichhornia crassipes</i>	13
1.5.1.2 <i>Lemna gibba</i>	14
1.5.1.3 <i>Myriophyllum aquaticum</i>	14
1.6 ANTECEDENTES	16
JUSTIFICACIÓN	18
OBJETIVO GENERAL	18
CAPITULO DOS	19
MATERIALES Y MÉTODOS	19
2.1 Agua residual	19
2.2 Seguimiento de los reactores	19
2.3 Colecta de hidrofitas	20
2.4 Solución nutritiva	22
2.5. Montaje de los experimentos con la solución nutritiva Hoagland	22
2.6 Montaje de las hidrofitas en el efluente de los reactores	23
2.7 Taza de crecimiento y biomasa	23
2.8 Técnica de evaluación de amonio.	24
2.9 Técnica de evaluación de ortofosfatos	25
2.10 Técnica de evaluación de nitratos	26
2.11 Técnica de evaluación para determinar la demanda química de oxígeno (DQO)	28
2.12 Determinación de pH	30
CAPITULO TRES	31
RESULTADOS	31
3.1 Curvas patrón de los diferentes parámetros.	31
3.2 Seguimiento de los reactores biológicos	33
3.3 Remoción y eficiencia de nutrientes en el medio nutritivo.	37
3.4 Remoción de nutrientes del efluente de los reactores biológicos por la diferentes hidrofitas	39
3.4.1 Remoción de amonio	39
3.4.2 Remoción de ortofosfatos	40
3.4.3 Remoción de nitratos	41
3.5 Biomasa en el medio nutritivo Hoagland y el efluente de los reactores biológicos	42
DISCUSIÓN	44
CONCLUSIONES	45
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	46

INDICE DE FIGURAS

CAPITULO UNO	4
INTRODUCCIÓN	4
Fig. 1 Contaminación de los cuerpos de agua	4
Fig. 2 Descargas de aguas residuales	5
Fig. 3 Descargas de agua de rastro	6
Fig. 4 Agua residual de rastro	7
Fig. 5 Plantas acuáticas	12
Fig. 6 Hidrófitas utilizadas para remover metales y nutrientes	12
Fig. 7 <i>Eichhornia crassipes</i>	14
Fig. 8 <i>Lemna gibba</i>	14
Fig. 9 <i>Myriophyllum aquaticum</i>	15
CAPITULO DOS	19
MATERIALES Y MÉTODOS	19
Fig. 10 Sacrificio de cerdos y reses	19
Fig. 11 Registro donde se recolectó el agua residual de rastro	19
Fig. 12 Tratamiento Reactores biológicos, (UASB y el de película fija)	20
Fig. 13 Ejemplares de la hidrófitas en el canal secundario de Xochimilco	20
Fig. 14 Colecta de hidrófitas	21
Fig. 15 Canal secundario de Xochimilco	21
Fig. 16 Aclimatación en el laboratorio de las hidrófitas	21
Fig. 17 Medio nutritivo Hoagland	22
Fig. 18 Montaje del experimento con medio nutritivo	23
Fig. 19 Preparación de estándares y mediciones en el espectrofotómetro	24
Fig. 22 Preparación de estándares, digestión de DQO y lectura en el espectrofotómetro	29
Fig. 23 Potenciómetro	30

CAPITULO UNO

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se ha acentuado de manera alarmante la contaminación de los distintos cuerpos de agua (ríos, lagunas y canales, etc.) debido al manejo inadecuado de las aguas residuales. (Miranda y col. 1996)

Las industrias con mayor participación relativa en la eliminación de carga orgánica al agua son: la azucarera, con un 53%; la de elaboración de bebidas y de fabricación de alcohol, con un 10% cada una, y las petrolera, celulosa y papel, alimenticia, metálica básica y química, con un 5% respectivamente. (Figura 1)

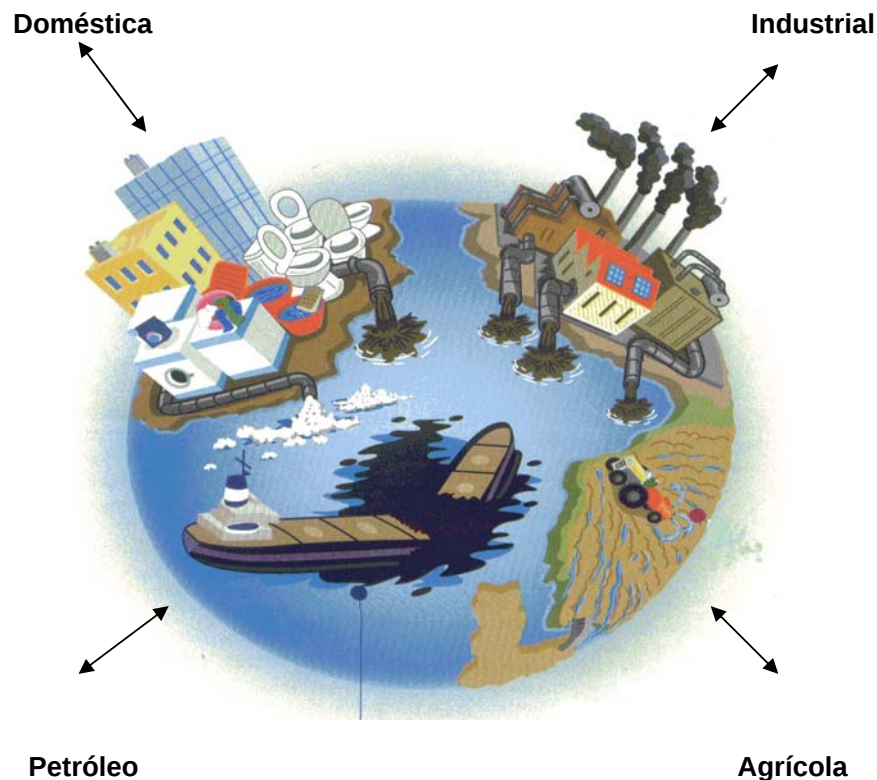


Fig. 1 Contaminación de los cuerpos de agua

Las aguas residuales están formadas por un 99% de agua y un 1% de sólidos en suspensión y solución. Estos sólidos pueden clasificarse en orgánicos e inorgánicos. (Wikimedia, 2007) (Figura 2)

La generación de aguas residuales es una problemática ambiental que ha causado graves problemas de salud ya que tienen altas concentraciones de contaminantes (Kelly y col. 2002) entre ellos se encuentran

- ❖ Sólidos gruesos
- ❖ Sólidos en suspensión
- ❖ Aceites y grasas
- ❖ Metales
- ❖ Compuestos oxidables
- ❖ Pesticidas
- ❖ Materia orgánica
- ❖ Bacterias y virus



Fig. 2 Descargas de aguas residuales

Las aguas residuales se clasifican en:

I. Aguas residuales urbanas. Contienen materiales orgánicos, basura, detergentes, aceites y grasas, microorganismos patógenos. Se dividen en:

- Aguas negras o fecales
- Aguas de lavado doméstico
- Aguas de limpieza de calles
- Aguas de lluvia y lixiviados

II. Aguas residuales Industriales. Contienen materiales orgánicos, residuos químicos, metales pesados, aguas de refrigeración de la maquinaria, residuos de hidrocarburos, productos radioactivos, algunos con temperaturas diferentes a las del medio, ocasionando contaminación térmica. Se dividen en:

➤ Industrias con efluentes principalmente orgánicos

- Papeleras
- Azucareras
- Rastros
- Curtidos
- Conservas (vegetales, carnes, pescado)
- Lecherías y subproductos (leche en polvo, mantequilla, queso)
- Fermentación (fabricación de alcoholes, levaduras.)
- Preparación de productos alimenticios (aceites y otros)
- Bebidas
- Lavanderías

➤ Industrias con efluentes orgánicos e inorgánicos

- Refinerías y Petroquímicas
- Textiles
- Fabricación de productos químicos, varios

➤ Industrias con efluentes principalmente inorgánicos

- Limpieza y recubrimiento de metales
- Explotaciones mineras y salinas
- Fabricación de productos químicos, inorgánicos.

Las grandes ciudades como la Ciudad de México se encuentran a menudo altamente contaminadas y carecen de infraestructura de saneamiento para tratar los residuos peligrosos. (Kelly y col. 2002)

Es necesario para encontrar el proceso adecuado, realizar varios estudios a las aguas residuales y conocer la capacidad de eliminación de contaminantes por medio de uno o varios procesos de tratamiento. (Chamy y col. 2003)

La industria alimenticia mexicana, en su totalidad, genera anualmente 84.8 miles de toneladas de DBO₅, de las cuales 5.8 miles de toneladas son generadas por los 306 rastros estudiados, es decir, el 6.8% de lo producido por toda la industria alimenticia en México

1.1 AGUA RESIDUAL DE RASTRO

Uno de los más graves problemas que aquejan al medioambiente son las descargas de aguas residuales provenientes de los rastros, ya que contienen alta concentraciones de materia orgánica, proteínas, grasas, nutrientes, etc. (Rodríguez y Col. 2002) (Figura 3)

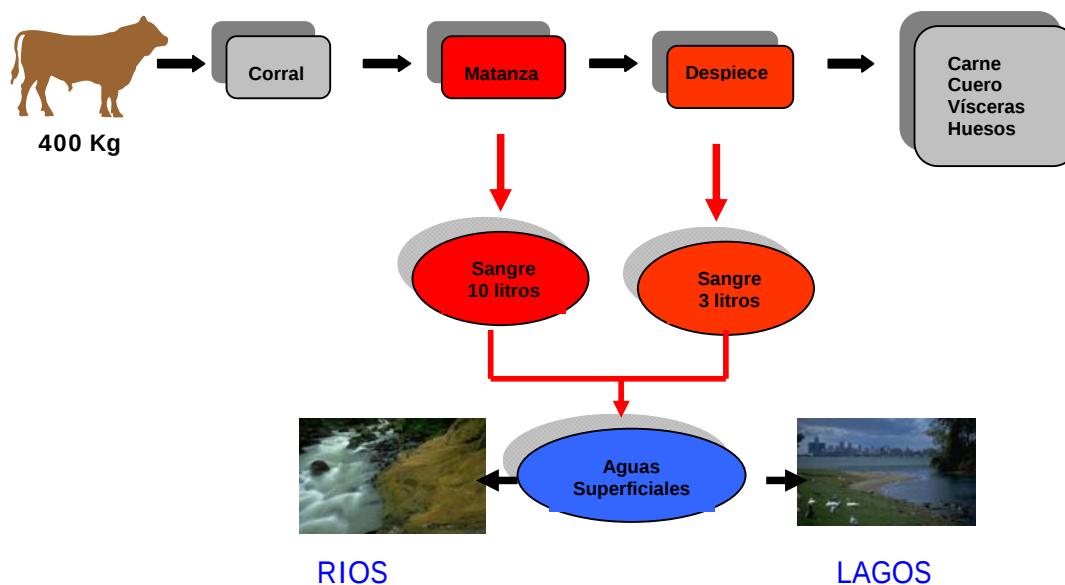


Fig. 3 Descargas de agua de rastro

El impacto que causan en las aguas superficiales la descarga sin tratar de las aguas residuales de los rastros es demoledor: acaba el oxígeno disuelto, además de aumentar notablemente la turbidez. Debido a la alta concentración de contaminantes orgánicos, alcanza en promedio los 30,000 mg de DBO, esto hace que cada litro de agua residual proveniente de un rastro equivalga a la contaminación aportada por 60 personas. Si lo proyectamos a un metro cúbico nos acerca más a la realidad del verdadero impacto de esta industria: 60,000 personas por cada metro cúbico. (Castañena, 2007)

Los rastros y mataderos comprenden las instalaciones, que se destinan al sacrificio de animales que posteriormente serán consumidos por la población como alimento; la diferencia entre matadero y rastro reside en que el rastro es una planta de sacrificio

con capacidad de 28 cabezas de ganado mayor, o 56 de ganado menor o una combinación con relación 2 de ganado menor: 1 ganado mayor, o bien 1,000 aves domésticas o combinación en relación 35 aves: 1 ganado mayor. (NOM-194-SSA1-2004) y el matadero es una planta de sacrificio con capacidad menor a la de un rastro. (Bonilla, 2007).

En la tabla 1 se puede observar que una gran parte de la matanza registrada en los establecimientos encuestados corresponde a la categoría de rastros y mataderos que la faena total equivale estimada por SAGARPA y reportada por el INEGI

Tabla 1 Faena anual

Especie	Rastro Numero faenado anual	Matadero Numero faenado anual	Porcentaje de la faena (SAGARPA)		Porcentaje de la faena (INEGI)	
			Rastro	matadero	Rastro	matadero
Bovino	2,465,800	359,100	34.67%	5.05%	84.27%	12.27%
Porcino	4,272,250	386,850	30.84%	2.79%	83.73%	7.58%
Ovinos y Caprinos	360,950	15,750	7.77%	0.34%	71.37%	3.11%
Aves	37,773,750	215,000	3.10%	0.01%		

1.2 RASTROS Y MATADEROS EN MÉXICO

En México existen oficialmente 1000 rastros o mataderos municipales y solo 25 de ellos cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales (CONAGUA, 2007), siendo las causas principales de ello los altos costos de construcción, operación y mantenimiento, entre otros factores (Balladares, 1998; Gutiérrez y col., 2004; CONAGUA, 2007). Las aguas residuales de un rastro municipal son altamente contaminantes debido a su elevada carga orgánica, con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de 5000-10000mg/1, por lo que provocan un alto impacto ambiental en cuerpos receptores de agua y en suelo (Massé and Masse, 2000; López-López y col., 2007). Así, la elevada concentración de materia orgánica (MO) reduce la concentración de O₂ disuelto en el cuerpo de agua, provocando la muerte de especies acuáticas (Balladares, 1998; Gutiérrez y col., 2004). Además, las aguas residuales de rastro contienen una gran cantidad de microorganismos patógenos tales como *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholerae* y virus, entre muchos otros, los cuales generan un gran número de enfermedades como fiebre tifoidea, disentería, cólera, hepatitis, etc. (Veall, 1997; Balladares, 1998; Gutiérrez y col., 2004) (Figura 4)



Fig. 4 Agua residual de rastro

El tratamiento de los desechos y eliminación de las aguas residuales provenientes de rastro, mataderos y plantas procedentes de carnes es una necesidad económica y de higiene pública. Las principales fuentes de contaminación de las aguas residuales

procedentes de los rastros y mataderos se originan de las heces, orina, sangre, pelusa, residuos de la carne y grasas, alimentos no digeridos por los intestinos, las tripas de los animales sacrificados. (Muñoz, 2005). Se descargan sin un tratamiento previo a los cuerpos de agua (arroyos, ríos, lagos, mares).

La descarga directa de éstas sin ningún tratamiento causan malos olores, pobreza de oxígeno en el agua. Estas descargas afectan la calidad del agua de los cuerpos receptores limitando su disponibilidad o aprovechamiento posterior. (FAO, 2002). En la tabla 2 se muestran el destino de las aguas residuales tanto de rastro como de los mataderos.

Tabla 2 Destino de las aguas residuales

Destino de las aguas residuales	Rastros	Mataderos
Drenaje publico	50.3 %	84%
Tanques de tratamientos	20%	8.9%
Canales y arroyos	22.8%	25.5%
otros	0.7%	3.8%

COFEPRIS, 2006

Diariamente se eliminan 121,294 litros de sangre procedentes del faenado de animales de abasto, lo que equivale a la contaminación generada por 80,782,037 litros de líquidos cloacales. (COFEPRIS, 2005)

En el caso de los bovinos y equinos, el aporte de sangre a los efluentes (si no se hace recuperación de la misma) es de 12 litros, para porcinos y ovinos de 3 y 1 litros, respectivamente, y para aves de 0.05 litros.

La sangre representa alrededor del 5% al 7% del peso vivo de un cerdo o de un bovino, pudiéndose recuperar hasta un 70% a 80% durante el desangrado, quedando el resto depositado en órganos y tejidos. En el caso de las aves la sangre se considera el 10% del peso vivo con una recuperación del 30% al 50%.(Signorini, 2006)

La separación y recuperación de la sangre es muy importante ya que es el residuo más contaminante del agua, sin embargo, no es un procedimiento rutinario.

El tejido sanguíneo tiene un contenido orgánico muy alto, con lo que se estima que produce una DBO5 de 0.14 a 0.18 kg por kg de sangre. Si la sangre es desechada en el agua, los procesos posteriores de tratamiento tendrán menor eficacia, ya que la presencia de sangre disminuye su efectividad, sobre todo en los procedimientos de coagulación.

La carga orgánica de las aguas residuales (DBO5), así como que los residuos de la industria cárnica presentan una gran concentración de bacterias, fundamentalmente entéricas, muchas de las cuales son patógenas para el hombre. Diversos estudios han demostrado que si para el riego de verduras se emplean aguas contaminadas con desechos provenientes de rastros, existe un alto riesgo de transmisión de enfermedades por ejemplo *Escherichia coli*. (COFEPRIS, 2006)

El primer dato que mencionaremos es que el volumen total de agua residual que se elimina diariamente como consecuencia de la actividad de los rastros que proveen carne a las localidades con más de 50,000 habitantes es superior a los 23 millones de litros, es decir, el 0.14% del total de aguas residuales de origen urbano. De éste, el 62.8% no recibe ningún tratamiento previo a su eliminación.

A nivel nacional, la cantidad de agua residual que se vierte directamente al drenaje público es del 72.6% del total de las aguas residuales no tratadas, la cantidad de DBO5 posee un porcentaje similar.

Es importante considerar que, según datos de la Comisión Nacional del Agua ("Programa Hidráulico 1995-2000"), solamente el 16% de las aguas residuales que se eliminan a través del drenaje público reciben tratamiento en alguna de las 777 plantas instaladas en el país. Por ende, que un rastro municipal elimine sus aguas residuales por el drenaje, no es indicativo de que éstas están libres de riesgos y contaminación ambiental, debido a que el 84% de las mismas terminarán, invariablemente, contaminando los cuerpos de aguas.

Los rastros y mataderos emplean agua potable para las diferentes etapas del proceso de obtención de la carne, aproximadamente el 30 % del rastro y el 18% de los mataderos, utilizando agua obtenida de pozos de extracción.

El consumo de agua diario de estos 306 rastros es de 22'734,560 litros de agua y, considerando el consumo de 163 litros por día por persona (Fuente: Plan Maestro de Agua Potable del Distrito Federal 1997-2010), que es la cantidad requerida y que proporciona bienestar, se requerirían 139,476 individuos al día para generar ese consumo de agua y aunque evidentemente el propósito no es privar de este servicio a los rastros, sí es imprescindible considerar alternativas de optimización de uso con el fin de que este servicio llegue a los habitantes que no lo tienen y buscar la manera de disminuir este alto porcentaje de mexicanos que carecen de agua potable.(Signorini,2006)

El agua promedio que se utiliza por animal sacrificado es de 1000 litros para animales mayores (bovinos, caballos, etc.), 450 litros para porcinos, 100 litros para ovinos y caprinos, así como 20 litros para aves (COFEPRIS, 2006)

1.3 COMPONENTES DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO

La cantidad de contaminantes que la planta de sacrificio produce depende del tipo y cantidad de especies que faene, así como de los residuos que se desechen y el tipo de tecnología empleada, entre otros factores. Sin embargo, las aguas residuales se pueden caracterizar de manera general por especie de acuerdo con la tabla 3.

Tabla 3 Composición de agua residual de rastro.

Parámetro (mg/l)	Intervalo de variación
DBO	500-15000
DQO total	2000-20000
DQO soluble	800-10000
Aceites y grasas	50-400
SST	200-6000
NKT	40-700
N-NH₄	3-300
PT	6-120
Alcalinidad	350-800

El nitrógeno presente en el agua residual de rastro proviene, de manera general, del amonio de la orina y del excremento, la naturaleza del amonio NH_4 dependerá del pH que presente el agua residual. Si el pH es alcalino, los compuestos del agua y de amonio se unen y se forman hidróxido de amonio (NH_4OH). La sangre es una de las fuentes más importante de nitrógeno y se expresa como nitrógeno total (NT). (Flores, 2007)

La materia orgánica que contiene el agua residual se origina en todos los procesos de la planta, ya que el agua está en contacto con las canales, excremento y sangre, entre otros elementos.

El fósforo se origina a partir del contenido estomacal no digerido, pero también puede generarse si la sangre se procesa para elaboración de subproductos.

El sodio (sal) proviene del excremento, del alimento presente en los estómagos de los animales, así como de los procesos de rendimiento y de encurtido. (Signorini, 2006)

En la legislación Mexicana las descargas de aguas residuales se estipulan bajo las Normas Oficiales Mexicanas (NOM-001-SEMARNAT-1996)

1.4 TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL DE RASTRO

El tratamiento y disposición apropiados de las aguas residuales supone el conocimiento de las características físicas, químicas y biológicas de dichas aguas; de su significado y de sus efectos principales sobre la fuente receptora (Romero, 2001). En la región, la generación e inadecuada disposición de diferentes tipos de efluentes industriales, intervienen sobre el deterioro de una gran reserva de agua. (Behling, 2003)

La selección de una tecnología particular para la reducción del poder contaminante de las aguas residuales industriales, dependerá de las características iniciales del efluente. El tratamiento biológico de las aguas es una alternativa viable para depurar una amplia gama de residuos industriales, minimizando el impacto de los poluentes sobre el ambiente. (Behling, 2003)

Debido a las altas concentraciones de contaminantes que presentan estos tipos de agua deben de ser tratados con reactores biológicos, La digestión anaerobia ha sido ampliamente conocida por su capacidad para convertir desechos en productos útiles, como metano, una excelente fuente de energía. Los sistemas de tratamiento anaerobios modernos son flexibles, aplicándose para un amplio rango de aguas residuales de composición simple o compleja, con cargas orgánicas bajas, moderadas o altas a diferentes rangos de temperatura. El desarrollo del reactor anaerobio de manto de lodo de flujo ascendente UASB (por sus siglas en inglés Upflow Anaerobic Sludge Blanket) representa la principal ventaja de la digestión anaerobia como sistema de tratamiento de aguas residuales de alta carga, (Caldera, 2005) pueden alcanzar porcentajes de remoción de materia orgánica de hasta un 80%. La mayoría de los reactores que han sido utilizados a escala industrial, han tratado efluentes con altas concentraciones de cargas orgánicas, que requieren una demanda química de oxígeno (DQO) mayor a los 2000mg/l. (Rodríguez, 2002)

Los sistemas anaerobios han sido estudiados para el tratamiento de los efluentes industriales porque son eficaces en la eliminación de la carga orgánica, con costos significativamente más bajos en comparación con los procesos aerobios.

En los casos en que los efluentes muestran altas concentraciones de materia orgánica biodegradable, con valores de DBO de dos a cuatro veces superior al de las aguas

residuales domésticas, tales como los efluentes del matadero, los procesos de tratamiento aeróbico puede ser muy costosa debido al alto consumo de energía necesario para la aireación, para la capacidad de transferencia de oxígeno, y por la elevada producción de lodos, lo que requiere post-tratamiento. En tales casos, la digestión anaeróbica puede convertirse en una alternativa interesante (Di Berardino y col., 2000; Del Pozo y col., 2000; Allie y col., 2003)

Las aguas residuales de rastros pueden ser tratadas por digestión anaerobia, ya que contienen altas concentraciones de la carga orgánica biodegradable, la alcalinidad adecuada y las concentraciones de fósforo, nitrógeno y micronutrientes para el crecimiento bacteriano (Massé, Masse, 2001). Estos residuos suelen contener altas concentraciones de grasa lo que hace necesario utilizar un pretratamiento fisicoquímico previo al tratamiento biológico. (Chen, Shyu, 1998; Del Pozo y col., 2000; Torkian y col., 2003; Barreto , 2004, Gómez y col., 2008).

Este tipo de agua contribuye a incrementar la cantidad de nitrógeno y fósforo en el efluente, lo que tiene implicaciones serias ya que un tratamiento biológico, no la remueve totalmente y puede llegar a causar eutricación (un proceso natural de envejecimiento de agua estancada o de corriente lenta con exceso de nutrientes). (Signorini, 2006). Por este motivo se busca un tratamiento terciario, que puede llevarse acabo con hidrófitas acuáticas como una alternativa.

Algunas hidrófitas acuáticas, por su capacidad para captar algunos metales pesados y otros elementos en medios con alta carga orgánica, permiten purificar en alto grado las aguas contaminadas por la agricultura y la industria. (Pedraza, 1994)

1.5 HIDROFITAS ACUÁTICAS

El paisaje lacustre y palustre se define por su vegetación ribereña y francamente acuática, en la que destacan las formas de vida de las plantas acuáticas también llamadas hidrófitas. La diversidad de plantas acuáticas como elemento central de la vegetación dominante de los grandes lagos de la cuenca hidrográfica en que se encuentra la ciudad de México.

Su presencia en una diversidad de hábitats es fundamental en el equilibrio y el desarrollo de la vida acuática por ser en principio, los productores primarios del ecosistema, iniciando las cadenas alimenticias en las que intervienen numerosos micro y macroorganismos.

Las agrupaciones de las hidrófitas en diversas comunidades constituyen la vegetación acuática y subacuática como se ve en la figura 5



Fig. 5 Plantas acuáticas

Para abordar el estudio botánico y ecológico de las hidrófitas o simplemente para poder distinguirlas, es muy adecuado agruparlas a partir de sus formas de crecimiento y en apego a clasificaciones universalmente reconocidas y que de manera breve se describen a continuación (Lot, 2004)

- Hidrófitas enraizadas
- Hidrófitas emergente
- Hidrófitas sumergidas
- Hidrófitas de hojas flotantes
- Hidrófitas de tallos postrados
- Hidrófitas libre
- Hidrófitas flotadora
- Hidrófitas sumergida

Las hidrófitas han sido utilizadas para remover distintos compuestos tóxicos del agua, como son el Cu, Cr, Pb y nutrientes del agua como N, P entre estas podemos mencionar a *Thypha sp*, *Scirpus sp*, *Lemna sp*, *Eichhornia sp* como se puede ver en la figura 6 (Rodgers y cols., 1978; Benda y Kouba, 1991).



Typha sp



Scirpus sp



Lemna sp



Eichhornia sp

Fig. 6 Hidrófitas utilizadas para remover metales y nutrientes

Son un excelente modelo experimental debido a que su manejo es fácil, se encuentra ampliamente distribuida en México, es de alta productividad, tolerante a condiciones naturales adversas, fácil cosecha. Son utilizadas muy frecuentemente para pruebas de toxicidad en el monitoreo de ecosistemas acuáticos, y se ha llegado a considerar un indicador ecotoxicológico.

Las raíces acuáticas actúan como sitios de absorción de nutrientes y de síntesis de citoquininas y otros reguladores de crecimiento y elementos y compuestos. (Flores, 1999).

Últimamente la contaminación de los distintos cuerpos de agua se ha incrementado a pasos agigantados debido al mal manejo de las aguas residuales de origen industrial y urbano. En los procesos biológicos se han usado tanto plantas acuáticas flotantes, plantas vasculares emergentes y plantas vasculares enraizadas. (Miranda G, y Ilangovan K., 1996).

Algunas hidrófitas han sido consideradas una plaga debido a su rápido crecimiento ya que invaden rápidamente cuerpos de agua pero se ha descubierto su utilidad en el tratamiento de aguas por que poseen ciertas características como alta productividad, son eficientes para remover nutrientes y contaminantes, además de su fácil cosecha. (Arrivallaga y Arredondo, 1978).

1.5.1 Hidrófitas utilizadas

En este estudio las hidrófitas utilizadas fueron *Eichhornia crassipes*, *Lemna gibba* y *Myriophyllum aquaticum* por ser de fácil cosecha, crecen sobre la superficie del agua y se encuentran en los canales de Xochimilco a continuación se presentan las características generales de cada una de ellas.

1.5.1.1 *Eichhornia crassipes*

Hidrófitas libre flotadora

Familia: Pontederiaceas

Género: *Eichhornia*

Especies: *Eichhornia crassipes*

Nombre común: Jacinto de agua

Hábitat: En la región chinampera de Xochimilco es ampliamente apreciada como forraje, abono verde y en el acondicionamiento de las chinampas. Originaria de America tropical, ahora está naturalizada en las regiones tropicales y subtropicales de todo el mundo.

Características: Forma importantes masas vegetales que pueden llegar a impedir el paso del agua en canales. Es cosmopolita, su reproducción es vegetativa, se encuentra en aguas lentas y estancadas (Figura 7).

Usos: En contraposición a la mala fama que ha conseguido, también se reconoce a esta especie útil como alimento de carpas, para elaborar artesanías, producir biogas, depurar aguas residuales y como planta ornamental. Muy variable en tamaño, normalmente alrededor de 30 cm. Puede formar matas flotantes grandes. (Lot y Novelo, 2004)

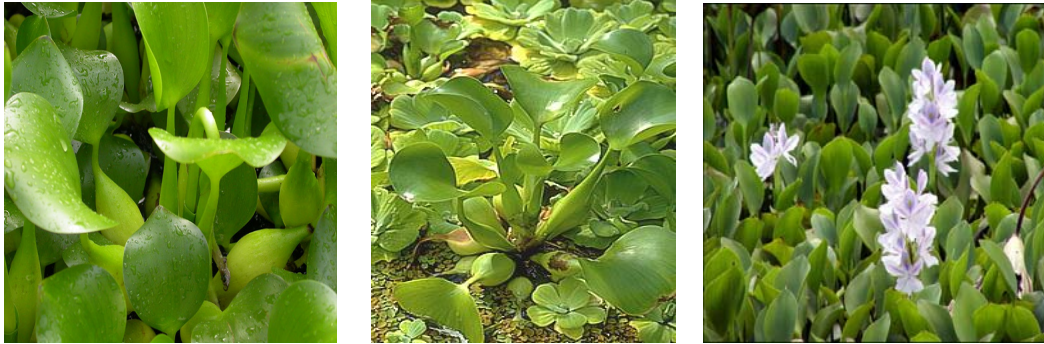


Fig.7 *Eichhornia crassipes*

1.5.1.2. *Lemna gibba*

Hidrófitas libre flotadora

Familia: Lemnáceas

Género: *Lemna*

Especies: *Lemna gibba*

Nombre común: Lentejas de agua

Hábitat: Esta es la especie más común de los ambientes acuáticos del Valle de México que ha sobrevivido a la contaminación y modificación de su hábitat.

Características: Esta planta, que florece en primavera, es muy invasiva, debido a que tiene una gran facilidad para reproducirse; Su reproducción es Vegetativa, es cosmopolita, se encuentra en aguas lentas o estancadas. (Lot y Novelo, 2004). Crea un muy buen hábitat para numerosos insectos y animales, destacando la asociación con hidras. Introduce oxígeno en el agua a través de las raíces, pero sin ser una cantidad importante. Su reproducción es Vegetativa, (Figura 8)

Usos: Ha sido estudiada por representar un medio potencial reductor de la concentración de nutrimentos inorgánicos y de contaminación orgánica en aguas de desecho, así como una fuente alterna de alimentación animal, indicador biológico y de calidad de agua (Arredondo, 1993) Como agentes descontaminantes son excelentes reductoras de nitrógeno y fósforo en las aguas residuales. (Hillman y Culley, 1978)



Fig. 8 *Lemna gibba*

1.5.1.3. *Myriophyllum aquaticum*

Hidrófita enraizada sumergida

Familia: Haloragáceas

Género: *Myriophyllum*

Especies: *Myriophyllum aquaticum*

Nombre común: Cola de caballo

Hábitat: Especie introducida de Sudamérica con fines de ornato, en particular para acuarios. Se ha escapado y naturalizado en varios sitios de la ciudad de México y sus alrededores desplazando la flora acuática local.

Características: Se ve favorecida por descargas de aguas residuales domésticas y se considera una maleza acuática por su excesivo crecimiento vegetativo. Se reproduce exclusivamente en forma vegetativa, se encuentra en aguas lentas y estancadas, es cosmopolita, es muy útil removiendo metales pesados, (figura 9)

Usos: Estas plantas son comestibles, gustan especialmente a los patos, también son grandes oxigenadoras. Crean buenas masas vegetales para el desove, es muy útil removiendo metales pesados. (Lot y Novelo, 2004)

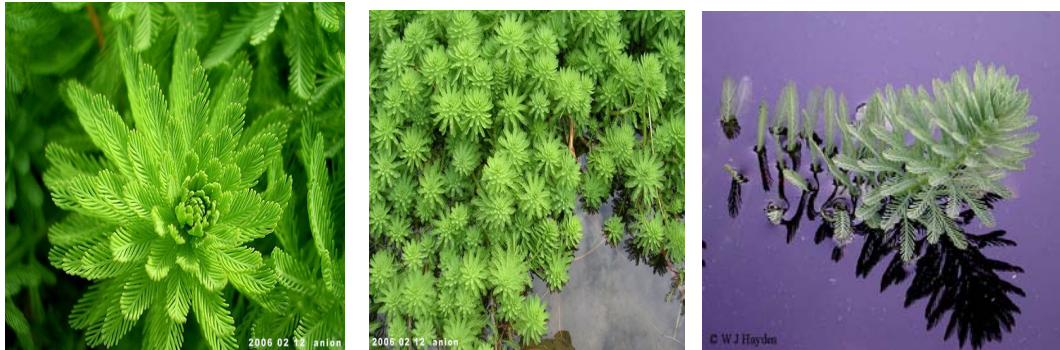


Fig. 9 *Myriophyllum aquaticum*

1.6 ANTECEDENTES

En México no hay mucha información del tratamiento de aguas residuales provenientes de los rastros.

Rodríguez, 2002 utilizó un reactor UASB – híbrido de 13.5 litros para el agua residual del rastro municipal de Saltillo Coahuila, la temperatura de operación del reactor fue de 37°C, los análisis de la composición del agua residual se realizaron de acuerdo a métodos estándares aprobados por APHA, el inóculo se adicionó al reactor por la parte superior de este hasta ocupar un 30% de su volumen, la adaptación se realizó utilizando agua residual diluida a un 50% y manteniéndolo bajo estas condiciones durante 10 días. Posteriormente se realizó el arranque del reactor durante 30 días bajo una alimentación continua iniciando con una carga orgánica de 0.3 g de DQO/L día aumentando esta hasta llegar a 1.0 g de DQO/L día, mantenido siempre un pH constante, obteniendo una remoción de DQO 81%, fosfatos 81%, nitratos 22%.

Gómez y col. en el 2008 trabajaron con un reactor de lecho de lodos asendente (UASB) y de película fija (PF) para la remoción de materia orgánica de agua residual del rastro frigorífero “La Paz”. El agua residual fue primero tratada con 0.3 g/l de sulfato de aluminio y agitación para remover una parte de la materia orgánica presente en las aguas, posteriormente se alimentó a los reactivos (UASB-PF) en serie a 32°C y un día de tiempo de retención obteniéndose 80% de remoción total.

Desde un punto de vista biológico, el poder que tienen las hidrófitas de remover contaminantes de las aguas residuales tanto domésticas como industriales ha sido demostrado a través de experimentos prácticos en varios países con el propósito de lograr un ambiente limpio.

En Chile se ha estado poniendo cada vez más énfasis en el tratamiento de las aguas residuales, en este sentido, se aplican a la industria, a la minería y a los centros urbanos.

Novotny y Olem, 1994 utilizaron plantas acuáticas para desarrollar un tratamiento secundario y terciario como una alternativa para el agua residual y demostraron ser eficientes en la relación de una amplia gama de sustancias, orgánicas así como nutrientes y metales pesados.

Pedraza, 1994 realizó un ensayo utilizando tres plantas acuáticas: Buchón de agua (*Eichhornia crassipes*), Lechuguilla (*Pistia stratiotes*) y Lentejilla de agua (*Lemna sp*) para purificar efluentes proveniente de un biodigestor alimentado con excretas de ganado bovino. Se utilizaron estanques en madera forrados con plástico, se demostró que las hidrófitas removieron de nitrato 70%, 73%, 99%, de fósforo 39.5%, 41%, 93.3% de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Lemna sp.* respectivamente

Pilo-Smits y col., 1999 probaron varias hidrófitas para la remoción de selenio de agua residuales industriales, encontrando que la mayoría tiene un gran potencial para volatilizar y acumular selenio, destacándose *Myriophyllum sp*, *Typha latifolia*, *Scirpus robustus*.

Valderrama y col., 2002, evaluaron a escala de laboratorio el efecto de tres hidrófitas acuáticas *Eichhornia crassipes*, *Lemna gibba* y *Limnobium laevigatum* utilizando un efluente de agua residual doméstica cerca de Bogotá Colombia, se colocaron las hidrófitas en botellas de plástico, obteniéndose una remoción de amonio del 95.6%,

39%, 44%, de fósforo 92%, 30%, 4.5% con *Eichhornia crassipes*, *Lemna gibba*, *Limnobium laevigatum* respectivamente.

Walstad, 2003 utilizó *Lemna gibba* para remover amonio de los acuarios y de los estanques en un lapso de 5 horas removió 50% de amonio.

Fernández, 2003 estudió el uso de plantas acuáticas para extraer metales de agua contaminada, entre las que se encuentran *Myriophyllum aquaticum*, *Ludwigia palustres*, *Mentha aquatica*. Las tres especies destacan por su capacidad para atrapar mercurio, metal que extraen del agua con una eficiencia media de 99.8%. Para el hierro, cobre y zinc, tienen una eficiencia media de 76.7%, 41.62% y 33.9% respectivamente

Campanella y col., 2005 utilizaron *Eichhornia crassipes* en un efluente cloacal localizado en una planta industrial metalúrgica Bahco Argentina S.A. de la ciudad de Santo Tomé, se demostró que la hidrófita removió de amonio y nitratos el 50% respectivamente y de fósforo el 89 %.

Celis, 2005 realizaron un estudio con lenteja de agua, lirio acuático y azolla colocándolas en estanque que eran alimentados con agua residual, estas hidrófitas removieron algunos compuestos orgánicos tales como fenoles, ácidos fórmico, nutrientes entre otros.

Martines y col., 2006 realizaron un estudio con *Lemna gibba* y *Scirpus americanus* para el tratamiento de las aguas del canal Cuemanco en Xochimilco México, se construyeron dos humedales artificiales, *Lemna* y el otro *Scirpus*, es tratado durante 220 días después de un periodo de adaptación de 5 meses, removieron la materia orgánica en un 48.38% y 58.52% con *L. gibba* y *S. americanus* respectivamente, los nutrientes disminuyeron significativamente con respecto al control logrando una remoción de 86.35% y 80.33% de nitrógeno amoniacal , 89.47% y 90.23% de nitrito, 38.44% y 50.20% de fósforo con *S americanas* y *L. gibba* respectivamente.

Núñez y col., 2007 utilizaron un efluente de agua residual de uno de los colectores del sistema de recolección de aguas servidas de la ciudad de Maracaibo, se colocaron cinco tratamientos cada uno por triplicado, en envases plásticos, el primer tratamiento tenía solo agua residual (AR), el segundo tenía agua residual mas arenas (AS), el tercer tratamiento contenía agua residual, arena, *Lemna sp* (L), el cuarto tratamiento tenía agua residual, arena y *Typha dominguensis* (T) y el ultimo tenía agua residual, arena, *Lemna sp* y *Typha dominguensis* (TL); Hubo remoción en todos los parámetros, de nitrógeno total 71%, 67%, 56%, 80% y 84% de amoniacal 88%, 83%, 69%, 93%, 93%, de nitritos 46%, 10%, no hubo remoción, 63%, 54% , de nitratos 25%, 8%, 18%, 36%, 41% y de DQO 13%, 21%, 26%, 47%, 42% en los tratamientos AR, AS, L, T, TL respectivamente.

Muños, 2007 utilizo *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Hydrocotyle ranunculoides*, las cuales se colectaron a lo largo del año 2005, fueron colocadas en un contenedor de fibra de vidrio, de 300 cm de largo, se colocaron en un efluente de reactor anaerobio de lodos expandidos que tenía una concentración de fósforo de 3 mg/l, de nitrógeno tenía 10 mg/l, obteniendo una remoción de nitrógeno con *Eichhornia crassipes* de 80% y de fósforo de 17%, con *Pistia stratiotes* de nitrógeno 80% y fósforo 81% y con *Hidrocotyle ranunculoides* de nitrógeno 90% y de fósforo 99%.

JUSTIFICACIÓN

Debido a que el tratamiento anaerobio de aguas residuales de rastro se enfoca a la degradación de DQO, concentración de sólidos y grasas principalmente, surge la necesidad de utilizar un tratamiento terciario que remueva N y P de este efluente

Dado que las hidrófitas son capaces de absorber estos elementos, se probaron *Lemna gibba*, *Eichhornia crassipes* y *Myriophyllum aquaticum*

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la eficiencia de remoción de nitrógeno, fósforo y amonio por *Lemna gibba*, *Eichhornia crassipes* y *Myriophyllum aquaticum* del efluente de un sistema anaerobio en serie.

OBJETIVOS PARTICULARES

Evaluar a diferentes tiempos de exposición el N y P por *Lemna gibba*, *Eichhornia crassipes* y *Myriophyllum aquaticum*.

Establecer el tiempo de máxima remoción de nitrógeno y fósforo.

Determinar la biomasa y tasa de crecimiento

CAPITULO DOS

MATERIAL Y MÉTODO

2.1 Agua residual

El agua residual de rastro fue proporcionada por el “Rastro Frigorífico La Paz, S.A. de C.V.” ubicado en la carretera federal México-Puebla Km 21 Los Reyes la Paz, el cual sacrifica ganado vacuno y porcino. El rastro sacrifica tres días a la semana (lunes, miércoles y viernes); reses por las mañanas y cerdos durante el medio día-tarde (Figura 10). Los días martes, jueves y sábado sólo sacrifica uno de los dos tipos de ganado. El muestreo se realizó durante el periodo comprendido de los meses de Diciembre de 2007 a Julio de 2008, el agua residual fue colectada de un registro ubicado dentro de las instalaciones del rastro que captura todas las descargas de las áreas de sacrificio de animales (Figura 11)

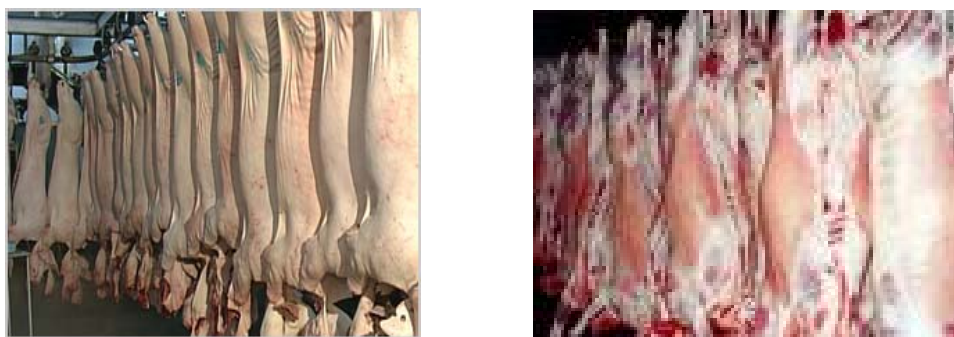


Fig. 10 Sacrificio de cerdos y reses

El agua residual fue precolectada en el sitio utilizando un tamiz de malla número 150 con abertura de 0.105 mm para eliminar sólidos (paja, viseras, piel, cebo, pelo, etc.). En el laboratorio el agua residual se mantuvo en refrigeración durante la alimentación de los reactores y para la toma de muestras que se utilizaron para la realización de los parámetros.



Fig. 11 Registro donde se recolectó el agua residual de rastro

2.2 Seguimiento de los reactores

Se hizo al seguimiento de dos reactores biológicos, uno de tipo UASB (reactor 1) y el otro de película fija (reactor 2) (Figura 12) durante 193 días, alimentados con agua residual de rastro, con previo tratamiento químico con $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (0.3 g/L); Se analizaron: DQO, amonio, ortofosfatos, nitratos y pH cada ocho días del influente y efluente de los reactores.



Fig. 12 Reactores biológicos, el de lado derecho es de tipo UASB y el de lado izquierdo es de película fija.

2.3 Colecta de hidrófitas

Los ejemplares de *Lemna gibba*, *Myriophyllum aquaticum* y *Eichhornia crassipes* (Figura 13), se colectaron en un canal secundario de Xochimilco (Figura 14), cerca del embarcadero de Caltongo, utilizando coladores de plástico (Figura 15) se transportaron en una hielera al laboratorio una vez estando ahí las plantas se limpiaron a mano y se lavaron con agua corriente para ser liberadas de desechos, una vez limpias se colocaron en recipientes de plástico con agua corriente para su aclimatación (Figura 16).

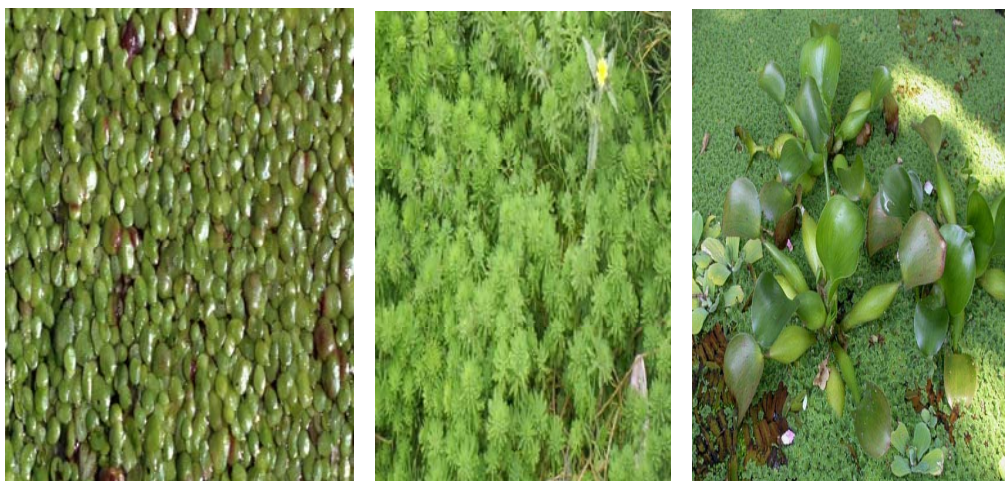


Fig. 13 Ejemplares de la hidrófitas en el canal secundario de Xochimilco



Fig. 14 Colecta de Hidrófitas



Fig. 15 Canal secundario de Xochimilco



Fig. 16 Aclimatación en el laboratorio de las Hidrófitas

2.4 Solución nutritiva

Se preparó una solución nutritiva que contenía micronutrientes y macronutrientes conocida como medio nutritivo Hoagland (Penningsfeld y Kurzman, 1975) (Figura 17) su composición se presenta en la tabla 4.



Fig. 17 Medio nutritivo Hoagland

Tabla 4. Composición del medio nutritivo Hoagland

Nutrientes	Concentración mg/L	Cantidad adicionada ml/L
$\text{Ca} (\text{NO}_3)_2 - 4 \text{H}_2\text{O}$	1180	5
KNO_3	505	5
Mg SO_4	492	2
$\text{KH}_2 \text{PO}_4$	136	1
Fe EDTA	37	1
H_3BO_3	28	10
$\text{MnCl}_2 - 4 \text{H}_2\text{O}$	18	10
Zn Cl_2	1	10
$\text{NH}_4 6\text{MoO}_7 - 4 \text{H}_2\text{O}$	1000	10
$\text{Ca Cl} - 2 \text{H}_2\text{O}$	0.5	10

Del medio nutritivo Hoagland que se preparó se hizo una dilución 1:40, esto quiere decir que en la bandeja se colocó 50 ml de medio nutritivo y 1500 ml de agua destilada, dando un volumen total de 2000 ml.

2.5. Montaje de los experimentos con la solución nutritiva Hoagland

Los ejemplares de *Lemna gibba*, *Myriophyllum aquaticum* y *Eichhornia crassipes* se cultivaron por triplicado en bandejas de plástico y medio nutritivo, cada bandeja (35cm de largo, 15 cm de ancho y 10cm de largo) contenía 50 g. de los ejemplares de las hidrófitas, a cada uno se le midió amonio, ortofosfatos y nitratos, durante un periodo de 15 días para saber cuanto removían los nutrientes (Figura 18).



Fig. 18 Montaje del experimento con medio nutritivo

2.6 Montaje de las hidrófitas en el efluente de los reactores

Se determinó por triplicado la remoción de nutrientes por *Lemna gibba*, *Myriophyllum aquaticum* y *Eichhornia crassipes*. Se pesaron 50 gr. de cada una de las hidrófitas y se cultivaron en el efluente de los reactores biológicos en bandejas de plástico, cada el efluente se colocó concentrado y diluida (1:1), el motivo de la dilución es que el efluente contenía altas concentraciones de materia orgánica, grasas, etc., que podían alterar los análisis de los nutrientes. Analizando DQO, amonio, ortofosfatos y nitratos.

2.7 Taza de crecimiento y biomasa

Se determinó por duplicado el crecimiento de las hidrófitas tratadas con medio nutritivo Hoagland y agua del efluente. Se pesaron 50 g de cada una de las hidrófitas y se cultivaron en el medio nutritivo Hoagland 1:40 y agua del efluente con luz y aireación continua.

Se obtuvo la biomasa de cada muestra los días 2, 4, 6 y 8 del experimento.

La medición de la tasa de crecimiento relativo (R) se calculó con la fórmula usada por Porath y col., 1979

$$R = \frac{\ln (w_t / w_0)}{t}$$

Donde: Ln = logaritmo natural

w_0 = peso fresco de la planta al tiempo 0 del tratamiento

w_t = peso fresco de la planta al final del tratamiento

t = número de días

Peso seco: Se colocó en vasos de precipitado 20 g de cada una de las hidrófitas se tapó con papel aluminio, se secaron a 50°C durante 4 días posteriormente se pesó.

2.8 Técnica de evaluación de amonio.

Para calcular la concentración de amonio de cada muestra se utilizó el método colorimétrico de Nessler (APHA, 1992)

Para la preparación de la técnica se ocupó:

El reactivo Nessler,

Agua desionizada

Hidróxido de sodio al 10 %.

Preparación del reactivo Nessler: Se mezclaron 15 ml del reactivo Nessler, 15 ml de agua de desionizada y se añadió 20 ml de hidróxido de sodio al 10%.

Se realizó una curva patrón a partir de una solución madre con NH_4Cl en concentraciones de 0- 4.18 mg/l de N- NH_4 .

La solución madre se preparó disolviendo 0.3819 gr. de NH_4Cl en un matraz aforado de 100 ml, de esta solución se tomó 10 ml y se llevó a un matraz aforado de 1000 ml. A partir de esta solución se realizaron diferentes diluciones. (Tabla 5)

Tabla 5 Preparación de la curva patrón de amonio

Solución patrón (ml)	Agua desionizada (ml)	Volumen total	Concentración N- NH_4 (mg/l)
0	45	46	0
2.5	42.5	46	0.69
5	40	46	1.39
10	35	46	2.79
12.5	32.5	46	3.49
15	30	46	4.18

Los estándares se prepararon por triplicado a cada estándar de 45 ml se le colocó 1 ml de reactivo Nessler, se dejaron reposar entre 10 a 15 min. Posteriormente se midieron en un espectrofotómetro GENESYS 10uv las absorbancias a una longitud de ondas de 425 nm (Figura 19)



Fig. 19 Preparación de estándares para amonio y mediciones en el espectrofotómetro

Se calculó el promedio de las absorbancias, (Tabla 6) se graficó la concentración contra la absorbancia, obteniendo así la ecuación de la recta.

Tabla 6 Presenta los resultados obtenidos de la estandarización de amonio

Concentración N- NH ₄ mg/l	Abs. 1	Abs. 2	Abs. 3	Promedio	D.E.	C.V. %
0	0	0	0	0	0	0
0.69	0.097	0.100	0.103	0.100	0.00300	3
1.39	0.212	0.211	0.210	0.211	0.00100	0.47
2.79	0.423	0.425	0.428	0.425	0.00252	0.59
3.49	0.548	0.549	0.546	0.547	0.00153	0.27
4.18	0.638	0.638	0.637	0.637	0.00058	0.09

Preparación de muestra

Preparación del blanco. En un tubo de PYREX con tapa de 50 ml se añadieron 45 ml de agua desionizada y 1 ml de reactivo nessler.

Preparación de las muestras. En tubos de PYREX con tapa de 50 ml se añadió a cada uno de los tubos 1 ml de la muestra a analizar más 44 ml de agua desionizada y 1 ml del reactivo Nessler, se dejaron reposar entre 10 a 15 min. Posteriormente se midieron en un espectrofotómetro GENESYS 10uv las absorbancias a una longitud de onda de 425 nm.

2.9 Técnica de evaluación de ortofosfatos

Para calcular la concentración de ortofosfatos de cada muestra se utilizó el método colorimétrico (Contreras 1994). Para la preparación de la técnica se ocuparon 4 reactivos:

Se disolvieron 15 g de molibdato de amonio (NH₄ 6MoO₇ 4H₂O) en 500 ml de agua desionizada.

Se disolvieron 140 ml de ácido sulfúrico (H₂ SO₄) en 900 ml de agua desionizada.

Se pesaron 27 g de ácido ascórbico (C₆ H₈ O₆) y se disolvieron en 500 ml de agua desionizada.

Se pesaron 0.34 g de tartrato antimonil potásico (H₂O KC₄ O₆H₄) y se disolvieron en 250 ml de agua desionizada.

Mezcla de los reactivos:

Se mezclaron 25 ml de molibdato de amonio, 62.5 ml de ácido sulfúrico, 25 ml de ácido ascórbico y 12.5 de tartrato antimonio potásico.

Se realizó una curva patrón a partir de una solución madre con KH₂ PO₄ en concentraciones de 0-1.71 mg/l de P-PO₄

La solución patrón se preparó disolviendo 0.0816 gr. de KH₂ PO₄ en un matraz aforado de 100ml, de esta solución se tomó 5 ml y se llevaron a un matraz aforado de 1000 ml con agua desionizada. A partir de esta solución se realizaron diferentes diluciones. (Tabla 7)

Tabla 7 Preparación de la curva patrón de ortofosfatos

Solución patrón (ml)	Agua desionizada (ml)	Volumen total	Concentración P-PO ₄ (mg/l)
0	45	50	0
5	40	50	0.28
10	35	50	0.57
20	25	50	1.14
30	15	50	1.71

Los estándares se prepararon por triplicado, a cada estándar de 45 ml se le colocó 5 ml de la mezcla de reactivo, se dejaron reposar 15 min. Posteriormente se midieron las absorbancias en un espectrofotómetro GENESYS 10uv a una longitud de ondas de 885 nm.

Se sacó el promedio de las absorbancias (Tabla 8) se graficó la concentración contra la absorbancia, obteniendo así la ecuación de la recta.

Tabla 8 Presenta los resultados obtenidos de la curva patrón de ortofosfatos

Concentración P-PO ₄ mg/l	Abs. 1	Abs. 2	Abs.3	Promedio	D.E.	C.V. %
0	0	0	0	0	0	0
0.28	0.076	0.071	0.076	0.074	0.0028	3.7
0.57	0.140	0.140	0.140	0.140	0	0
1.14	0.268	0.270	0.271	0.269	0.0015	0.55
1.71	0.396	0.398	0.396	0.396	0.0011	0.27

Preparación de muestra

Preparación del blanco. En un tubo de PYREX con tapa de 50 ml se añadieron 45 ml de agua desionizada y 5 ml de la mezcla de reactivos

Preparación de la muestra. En tubos de PYREX con tapa de 50 ml se añadió 1 ml de muestra a analizar más 44 ml de agua desionizada y 5 ml de la mezcla de reactivos, se dejaron reposar 15 min. Posteriormente se midieron las absorbancias en un espectrofotómetro GENESYS 10uv a una longitud de onda de 885 nm.

2.10 Técnica de evaluación de nitratos

Para calcular la concentración de nitratos de cada muestra se utilizó el método colorimétrico (APHA, 1992), usando una solución de ácido clorhídrico 1N.

Se realizó una curva patrón a partir de una solución madre con KNO₃ en concentraciones de 0- 4.4 mg/l de N-NO₃

La solución madre se preparó disolviendo 0.7218 gr. KNO₃ en un matraz aforado de 100 ml, de esta solución se tomó 100 ml y se llevó a un matraz aforado de 1000 ml. A partir de esta solución se realizaron diferentes diluciones, (Tabla 9).

Tabla 9. Preparación de la curva patrón de nitratos

Solución patrón (ml)	Agua desionizada (ml)	Volumen total (ml)	Concentración de N-NO ₃ (mg/l)
0	49	50	0
0.5	48.5	50	0.44
1.0	48	50	0.88
1.5	47.5	50	1.32
2.0	47	50	1.77
2.5	46.5	50	2.21
3.0	46	50	2.65
3.5	45.5	50	3.10
5.0	44	50	4.43

Los estándares se prepararon por triplicado, a cada estándar de 49 ml se le colocó 1 ml de ácido clorhídrico se lee inmediatamente las absorbancias en un espectrofotómetro GENESYS 10uv a dos longitudes de ondas de 220 y 275 nm. (abs.220-2 x abs.275)

Se sacó el promedio de las absorbancias (Tabla 10) se graficó la concentración contra la absorbancia, obteniendo así la ecuación de la recta

La tabla 10 Presenta los resultados obtenidos de la estandarización de nitratos

Concentración de N-NO ₃ (mg/l)	Abs.1	Abs. 2	Abs. 3	Promedio	D.E.	C.V %
0	0	0	0	0	0	0
0.44	0.048	0.066	0.052	0.055	0.0094	17
0.88	0.164	0.166	0.164	0.164	0.0011	0.67
1.32	0.236	0.234	0.236	0.235	0.0011	0.46
1.77	0.328	0.326	0.324	0.326	0.002	0.61
2.21	0.374	0.360	0.376	0.370	0.0087	2.3
2.65	0.448	0.443	0.440	0.443	0.0040	0.90
3.10	0.508	0.510	0.512	0.510	0.002	0.39
4.43	0.789	0.790	0.787	0.788	0.0015	0.19

Preparación de muestra

Preparación del blanco. En un tubo de PYREX con tapa de 50 ml se añadieron 49 ml de agua desionizada y 1 ml de ácido clorhídrico

Preparación de la muestra. En tubos de PYREX con tapa de 50 ml, se añadieron 1 ml de muestra a analizar más 48 ml de agua desionizada y 1 ml de ácido clorhídrico se mide inmediatamente la absorbancia en un espectrofotómetro GENESYS 10uv a dos longitudes de onda de 220 y 275 nm.

2.11 Técnica de evaluación para determinar la demanda química de oxígeno (DQO)

Para calcular la demanda química de oxígeno (DQO) del influente y efluente de los reactores biológicos que trataban agua residual de rastro, se utilizó el método colorimétrico de reflujo cerrado (APHA, 1992).

Se utilizaron dos soluciones:

Solución digestora: Se seca durante dos horas a 103 °C, 50 g de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), se enfría posteriormente en un desecador y se pesan 42.25 g por otro lado se pesan 33.3 g de sulfato de mercurio ($HgSO_4$). En un matraz aforado, se disuelve el dicromato de potasio en 500 ml de agua destilada, se añade el sulfato mercurio (33.3 g) en baño de hielo y se adiciona muy lentamente 167 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4). Cuando la mezcla se enfría se disuelve lentamente y se afora a un litro con agua destilada.

Solución de ácido sulfúrico puro con sulfato de plata: Se pesa el sulfato de plata ($AgSO_4$) para una proporción de 5.5 g $AgSO_4$ / Kg de H_2SO_4 . Para calcular la cantidad exacta se considera el peso específico y la pureza del ácido sulfúrico. En un matraz aforado de 1 L se agregan 300 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) agregando el $AgSO_4$ (5.5 g) con cuidado, se afora a un litro con H_2SO_4 . Se deja en reposo de uno a dos días para que se disuelva completamente. Por cada 2.5 L de ácido sulfúrico se debe agregar 26.03 g de $AgSO_4$.

Se realizó una curva patrón a partir de una solución de glucosa o dextrina anhidrina en concentraciones de 0- 1500 mg/l

La solución patrón de glucosa fue de 1500 mg/L la cual se preparó disolviendo 0.075 g (75 mg) de glucosa en un matraz aforado de 50 ml. A partir de esta solución se realizaron diferentes diluciones. Tabla 11

Tabla 11. Preparación de la curva patrón de DQO

Solución patrón μl	Agua desionizada	Volumen total (μl)	Concentración DQO (mg/l)
0	2000	2000	0
130	1870	2000	97.5
330	1670	2000	247.5
460	1540	2000	345
660	1340	2000	495
860	1140	2000	645
1000	1000	2000	750
1330	670	2000	997.5
1660	340	2000	1245
2000	0	2000	1500

Los estándares se prepararon por duplicado, a cada estándar de 2000 μl se le colocó 1 ml de solución digestora y 2 ml de la solución de ácido con plata se taparon los tubos y se homogenizaron se colocaron los tubos en una parrilla para digestión durante 2 h

a una temperatura de 150 °C. Posteriormente se sacaron y se dejaron enfriar y se leyó la absorbancia en un espectrofotómetro a una longitud de 620 nm (Figura 22)



Fig. 22 Preparación de estándares, digestión para DQO y lectura en el espectrofotómetro

Con el promedio de las absorbancias (Tabla 12) se graficó la concentración contra la absorbancia, obteniendo así la ecuación de la recta.

Tabla 12 presenta los resultados obtenidos de la estandarización de la DQO

Concentración DQO (mg/l)	Abs. 1	Abs. 2	Promedio	D.E.	C.V. %
0	0	0	0	0	0
97.5	0.030	0.031	0.030	0.0007	2.3
247.5	0.105	0.100	0.102	0.0035	3.4
345	0.171	0.171	0.171	0	0
495	0.225	0.224	0.225	0.0007	0.31
645	0.310	0.312	0.311	0.0014	0.45
750	0.340	0.340	0.340	0	0
997.5	0.445	0.443	0.444	0.0014	0.31
1245	0.596	0.596	0.596	0	0
1500	0.686	0.686	0.686	0	0

Preparación de muestras

Preparación del blanco. En un tubo de HACH con tapa se añadieron 2 ml de agua desionizada y 1 ml de solución digestora y 2 ml de la solución de ácido con plata

Preparación de la muestra. En tubos de HACH con tapa se añadieron 2 ml de muestra a analizar, 1 ml de solución digestora y 2 ml de la solución de ácido con plata se tapan los tubos y se homogeniza, se colocan los tubos en una parrilla para digestión durante 2 h a una temperatura de 150 °C. Posteriormente se sacan y se dejan enfriar y se lee la absorbancia en un espectrofotómetro a una longitud de 620 nm.

2.12 Determinación de pH

El pH se determinó mediante un potenciómetro Corning pH/ ion Analyzer 455 (Fig. 23), Se realizaron los siguientes pasos.

Verificar que el potenciómetro esté calibrado.

Se toma del influente 10 ml de muestra y se coloca en un vaso de precipitado.

Se agita la muestra con un agitador magnético durante 3 min.

Se saca el electrodo de la solución buffer donde se encuentra, se enjuaga con agua destilada.

Se registra el pH en la pantalla.

Se saca el electrodo se enjuaga con agua destilada.

Se coloca en la solución buffer.



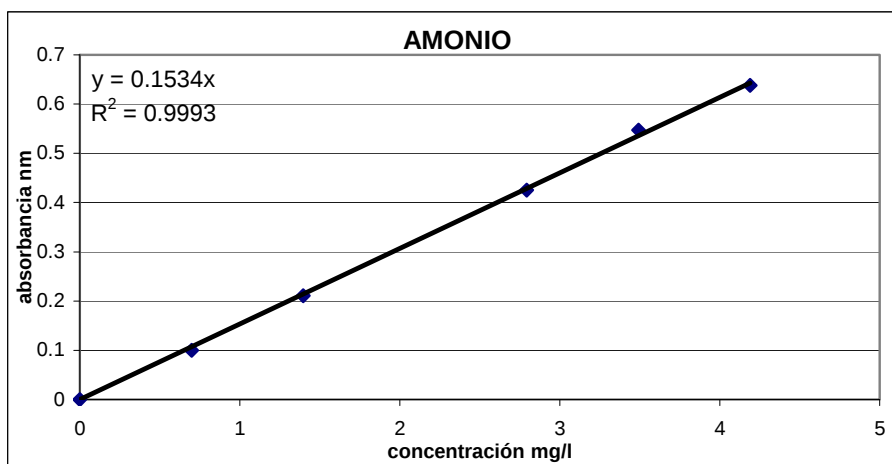
Fig. 23 Potenciómetro

CAPITULO TRES

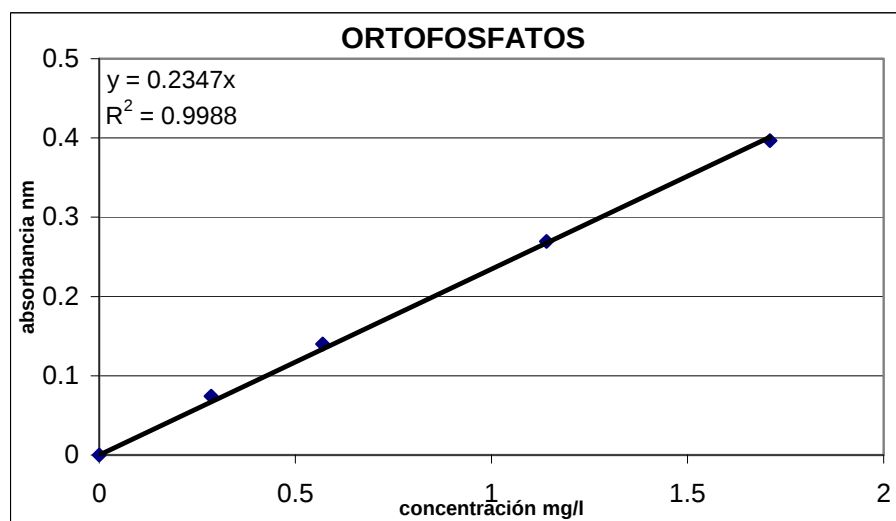
RESULTADOS

3.1 Curvas patrón de los diferentes parámetros.

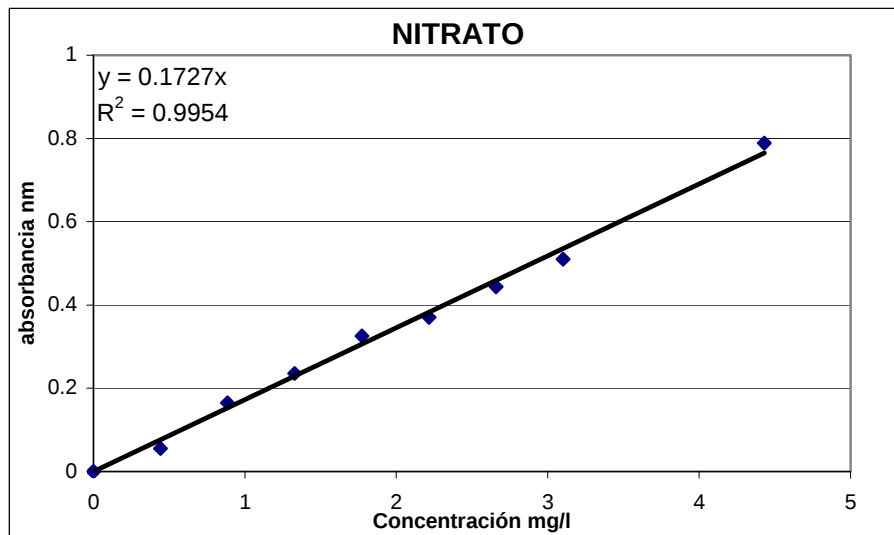
En las gráficas (1, 2, 3, 4) se presentan las curvas patrón de amonio, ortofosfatos, nitratos y DQO, obteniéndose una alta especificidad y una R confiable de 0.99. Lo que resulta confiable para la determinación de los parámetros.



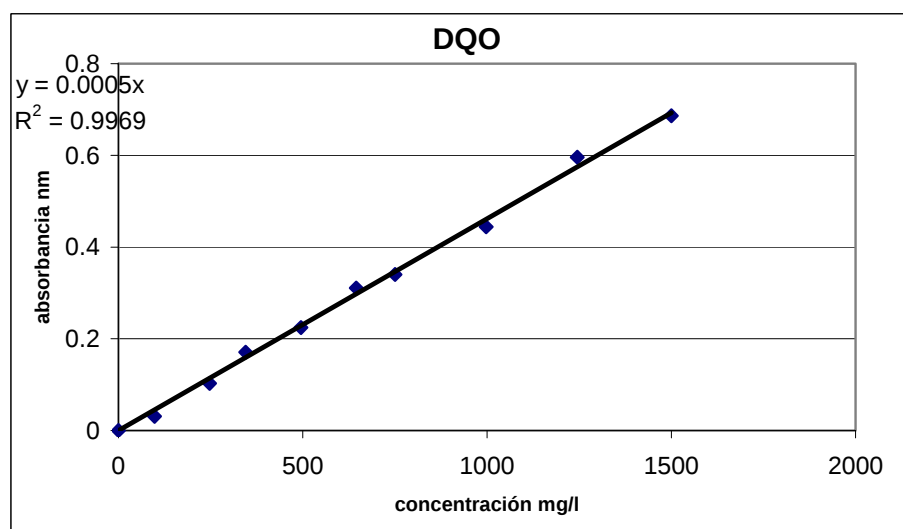
Grafica1: Curva patrón de N- NH₄



Grafica 2 Curva patrón de P-PO₄



Grafica 3 Curva patrón de N-NO₃



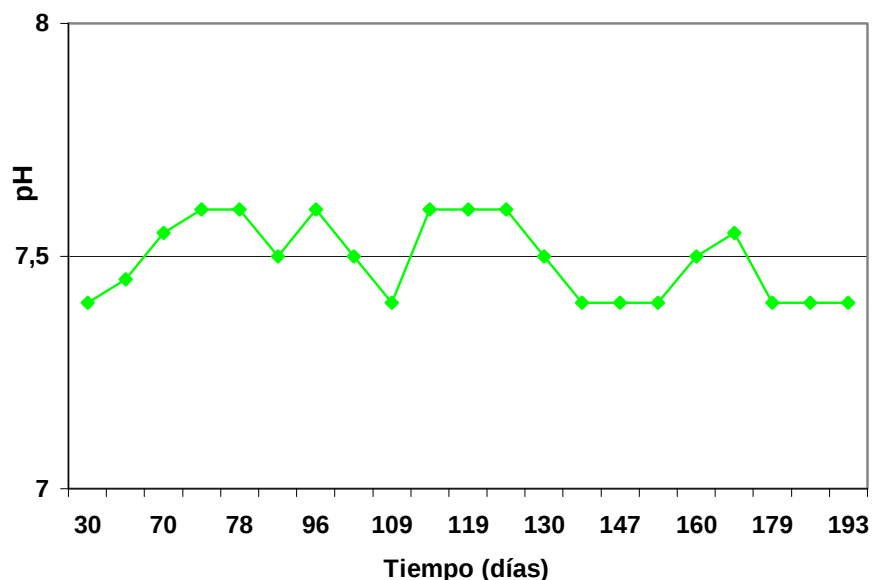
Grafica. 4 Curva patrón de DQO

3.2 Seguimiento de los reactores biológicos

Para evaluar el efluente de los reactores con agua de rastro se procedió primero a medir algunos parámetros (pH, DQO, nutrientes).

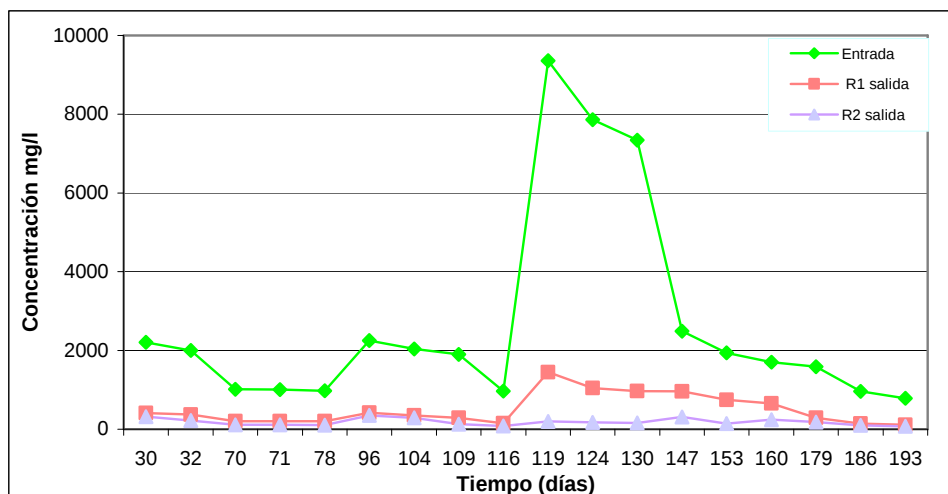
La grafica 5 nos muestra el pH del influente de los reactores biológicos durante un periodo de 193 días, se puede observar que con el tratamiento fisicoquímico o sin el pH se mantiene en valores cercanos a la neutralidad.

Del día 0 al 30 no se presentaron resultados porque este periodo consistió en un rearranque de los reactores

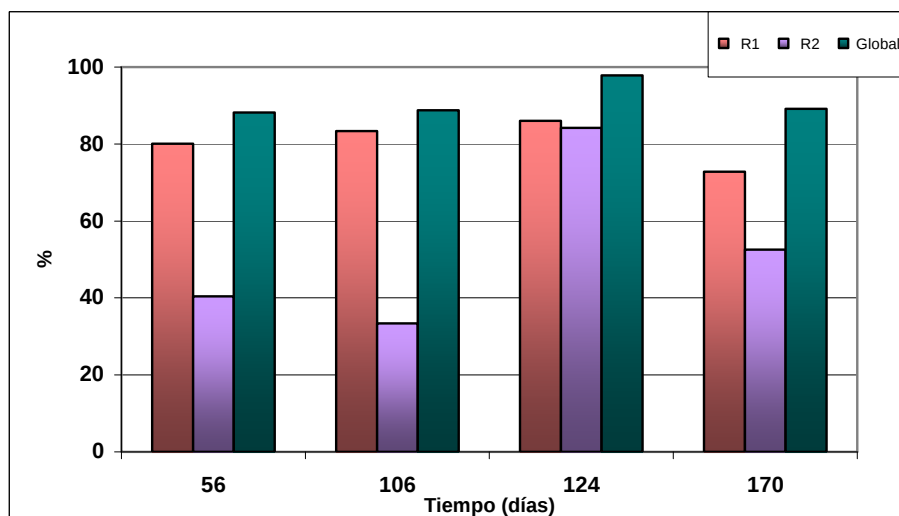


Grafica 5. pH del influente de los reactores biológicos.

En la grafica 6 se presentan datos de DQO del influente y efluente de los reactores biológicos durante el periodo de 193 días trabajando en forma continua, se alimentaron diferentes lotes de agua residual de rastro con pretratamiento fisicoquímico (día 30 hasta el día 116) del día 119 hasta el día 130 se alimentó con un lote de agua residual de rastro sin ningún tratamiento fisicoquímico, donde se puede observar que el aumento en la carga no disminuyó la eficiencia en el reactor pero si aumentó la eficiencia de remoción de DQO en el reactor 2 (grafica 7). En el día 147 se volvió alimentar el agua residual tratado con $\text{SO}_4 \text{Al}_2$ el pretratamiento y la eficiencia en el reactor 2 vuelve a disminuir, esta disminución puede ser originada por la baja carga orgánica que entra al reactor 2 ya que el tratamiento fisicoquímico desminuye considerablemente la DQO y los sólidos en el influente. La eficiencia de remoción de la DQO en los reactores se presenta en la grafica 7. Se puede observar que la eficiencia en el reactor 2 fue menor al 60% excepto cuando se alimentó sin pretratamiento fisicoquímico.



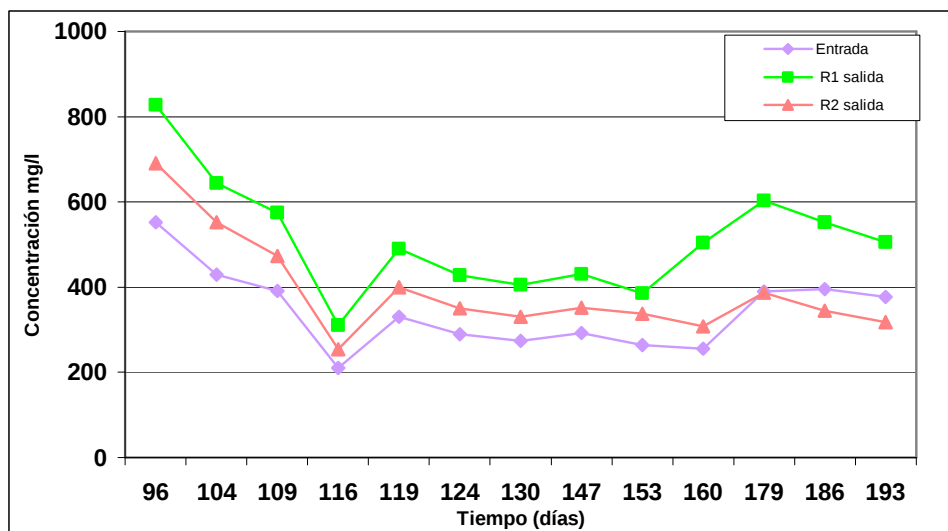
Grafica 6. Remoción de materia orgánica en los reactores biológicos



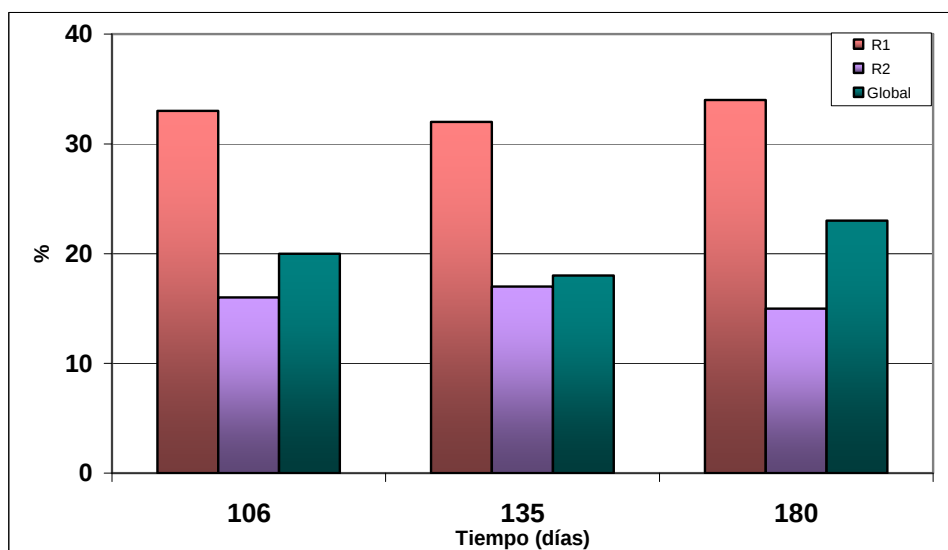
Grafica 7. Eficiencia de remoción de materia orgánica en los reactores biológicos

La grafica 8 Presenta la concentración de amonio del influente y efluente de los reactores biológicos. El reactor 1 presenta la mayor producción de amonio y la grafica 9 muestra las eficiencias de producción de este nutriente.

La producción de amonio en el reactor 1 es mayor debido probablemente a la entrada de proteínas en el agua de rastro, que a través de la hidrólisis puede generarse amonio, parte de este amonio es consumido como fuente de nitrógeno por los microorganismos presentes en el segundo reactor.

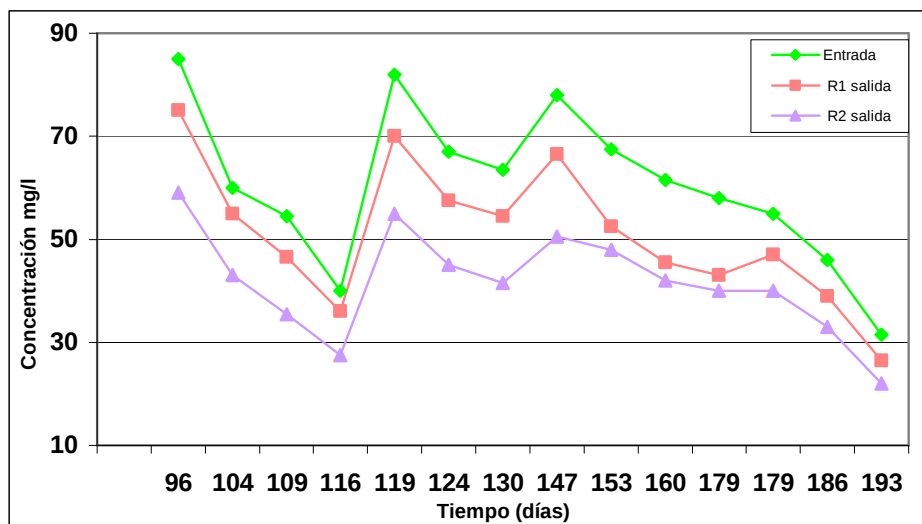


Grafica 8. Producción de amonio en los reactores biológicos

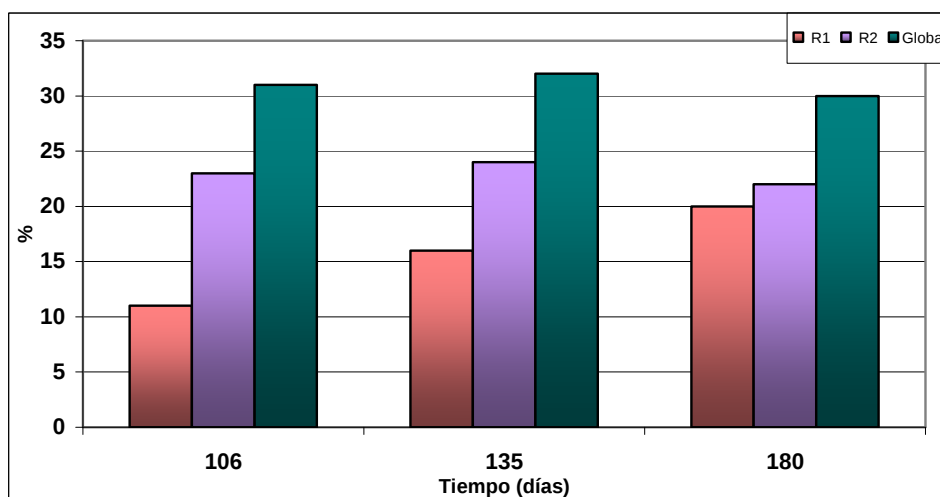


Grafica 9. Eficiencia de producción de amonio en los reactores biológicos

La grafica 10 presenta los resultados de la concentración de ortofosfatos del influente y efluente de los reactores biológicos, se observa que a través del tiempo las concentraciones de este nutriente disminuyen hasta valores cercanos a 15 mg/L, esto se debe probablemente a que los microorganismos presentes tanto en el agua residual como en los reactores lo tomen como un nutriente para su crecimiento. La eficiencia global de consumo se observa en la grafica 11 con un promedio del 30%.

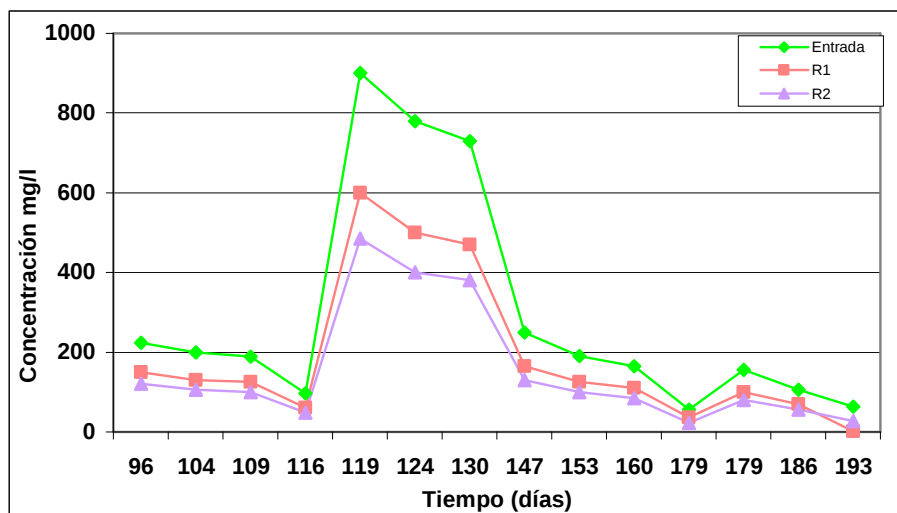


Grafica 10 Remoción de ortofosfatos en los reactores biológicos

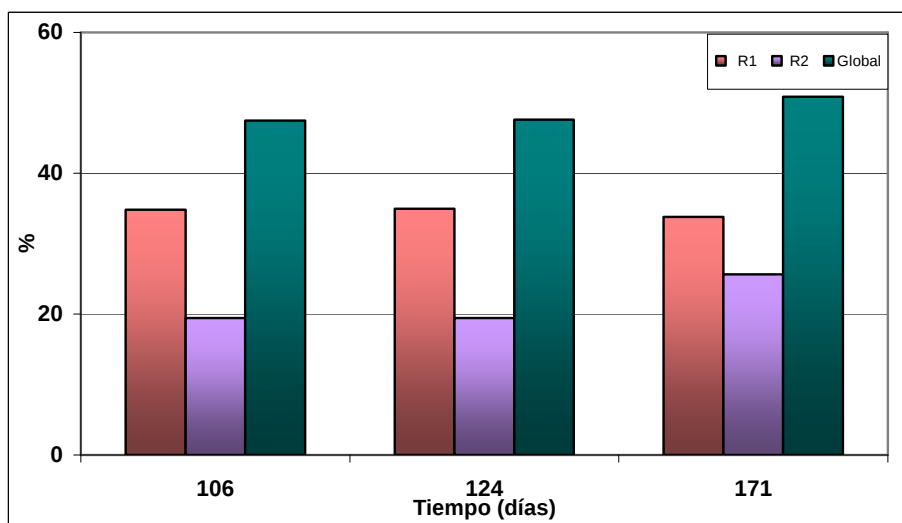


Grafica 11 Eficiencia de remoción de ortofosfatos en los reactores biológicos

En la grafica 12, se muestra la remoción de nitratos del influente y efluente de los reactores biológicos. Se observa una tendencia similar con la remoción de la DQO cuando se alimentan sin pretratamiento fisicoquímico (día 116-147) aumenta la concentración de NO_3 , esto está relacionado con la cantidad de proteína en el influente. La grafica 13 muestra la eficiencia global de remoción de NO_3 que fue mayor al 40%



Grafica 12. Remoción de nitratos en los reactores biológicos

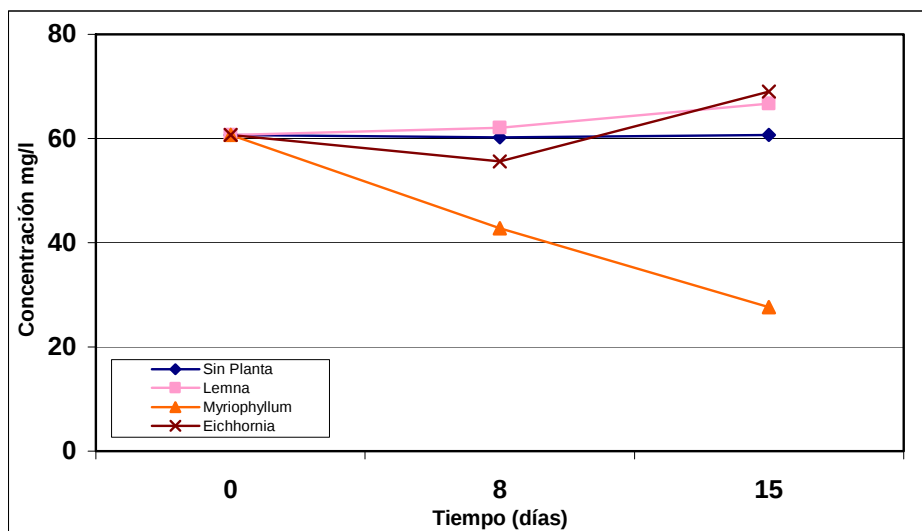


Grafica 13. Eficiencia de remoción de nitratos en los reactores biológicos

Después de comprobar la presencia de los nutrientes en el efluente de los reactores se procedió a evaluar las hidrófitas

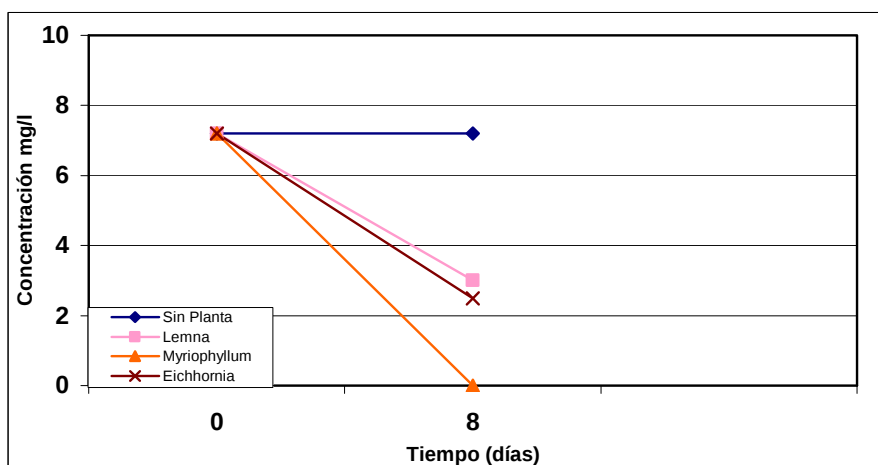
3.3 Remoción y eficiencia de nutrientes en el medio nutritivo.

En la grafica 14 se presentan los resultados de la remoción de amonio por las hidrófitas en el medio nutritivo Hoagland durante un periodo de 15 días, la mejor remoción de amonio fue por *Myriophyllum aquaticum* comparándolas con *Eichhornia crassipes* y *Lemna gibba* que no hubo remoción alguna, el control se mantuvo estable. La eficiencia de remoción de amonio por *Myriophyllum aquaticum* fue mayor del 55%.



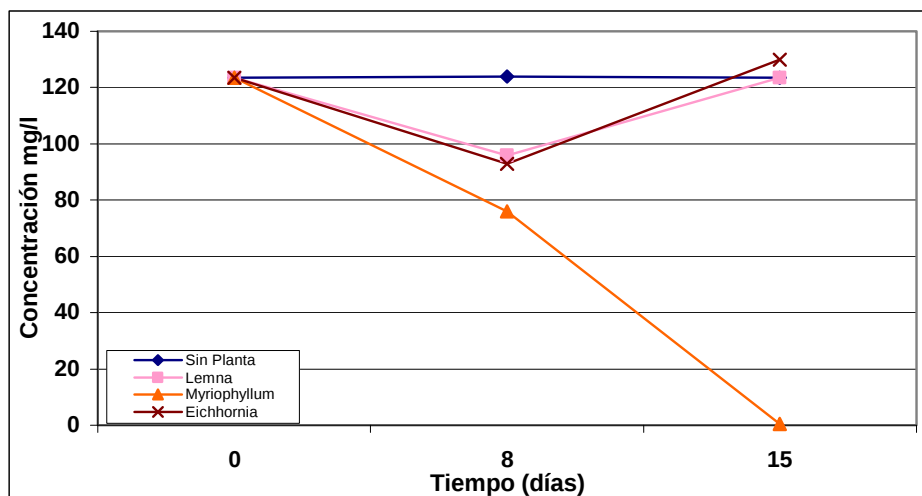
Grafica 14. Remoción de amonio en el medio nutritivo Hoagland por las diferentes hidrófitas

En la grafica 15 se aprecia claramente la remoción de ortofosfatos en el medio nutritivo Hoagland por la tres diferentes hidrófitas. *Eichhornia crassipes* y *Lemna gibba* no tuvieron una buena remoción comparándolas con *Myriophyllum aquaticum* que fue excelente removedora de ortofosfatos durante un periodo de 8 días, presentando una eficiencia del 100 %.



Grafica 15 Remoción de ortofosfatos en el medio nutritivo Hoagland por las diferentes hidrófitas

En la grafica 16 se presenta la remoción de NO_3 en el medio nutritivo Hoagland por las diferentes hidrófitas se puede ver que solamente *Myriophyllum aquaticum* presenta remoción en este nutriente, con una eficiencia del 100%.



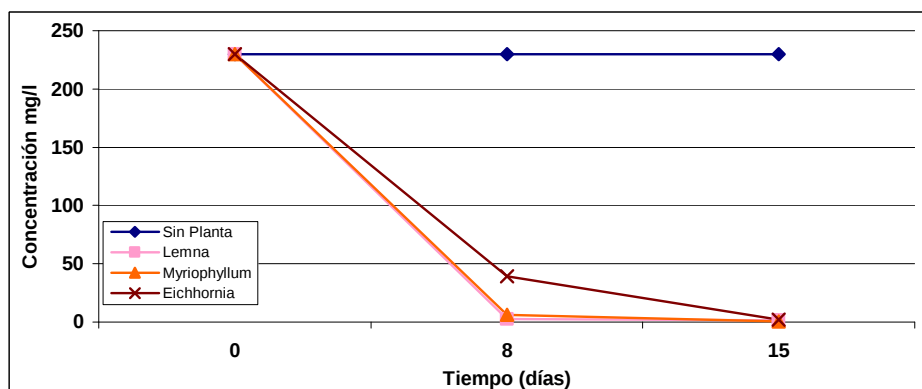
Grafica 16. Remoción de nitratos en el medio nutritivo Hoagland por las diferentes hidrófitas

3.4 Remoción de nutrientes del efluente de los reactores biológicos por las diferentes hidrófitas

3.4.1 Remoción de amonio

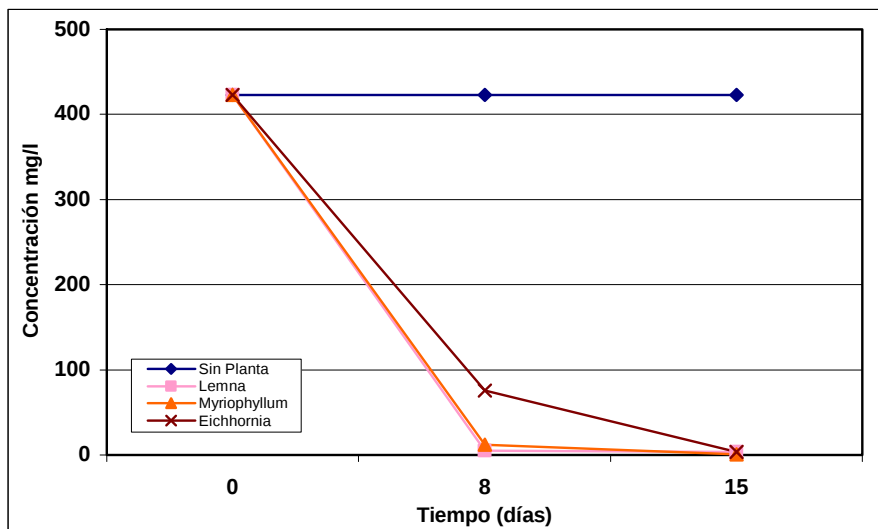
Se presenta la remoción de amonio del efluente del reactor 2 por las diferentes hidrófitas durante un periodo de 15 días. Se trabajó con una muestra como sale del reactor y una diluida 1:1 porque el agua de rastro tiene una alta concentración de amonio y otros componentes comparada con el medio nutritivo Hoagland.

En los resultados presentados en la grafica 17 se aprecia claramente la remoción de amonio del efluente del reactor 2 con una muestra diluida con las diferentes hidrófitas, donde se puede apreciar que *Eichhornia crassipes*, *Lemna gibba* y *Myriophyllum aquaticum* removieron amonio durante un periodo de 15 días, teniendo así una eficiencia del 98% (*Lemna* y *Eichhornia*) y 100% (*Myriophyllum*).



Grafica 17. Remoción de amonio de efluente del reactor 2 por las diferentes hidrófitas (diluida)

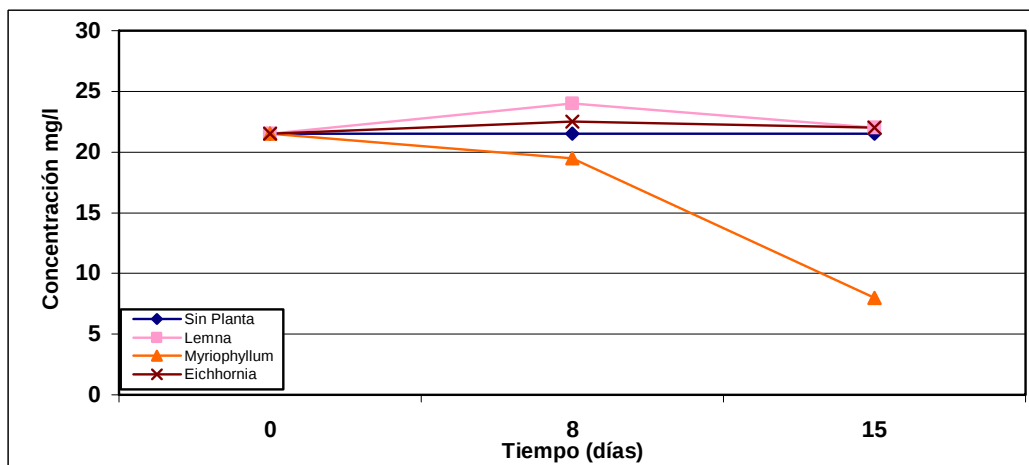
En la grafica 18 se presenta la remoción de amonio del efluente del reactor 2 con una muestra concentrada se observa que las hidrófitas *Eichhornia crassipes*, *Lemna gibba* y *Myriophyllum aquaticum* removieron amonio teniendo así una eficiencia del 98% (*Lemna* y *Eichhornia*) y 100% *Myriophyllum*) demostrando que la concentración de amonio no cambió la eficiencia de remoción para este nutriente.



Grafica 18. Remoción de amonio del efluente del reactor 2 por las diferentes hidrófitas

3.4.2 Remoción de ortofosfatos

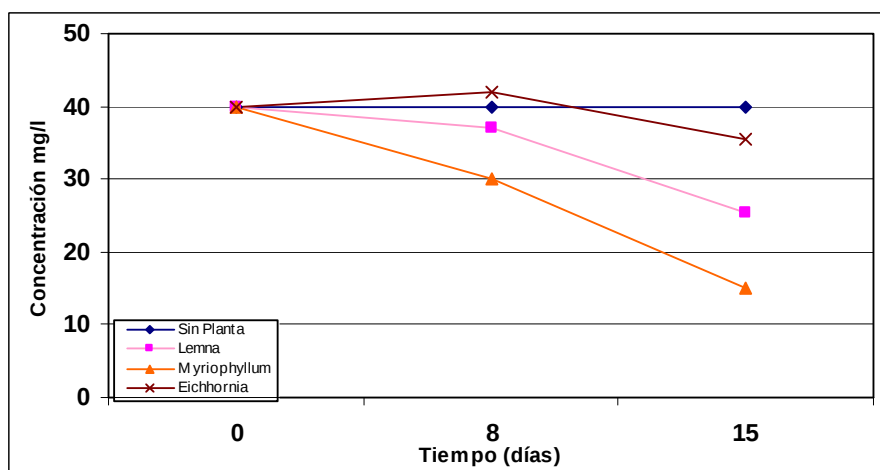
La remoción de ortofosfatos del efluente del reactor 2 por las diferentes hidrófitas, se llevó a cabo en un periodo de 15 días; Se observa que en la muestra diluida que se presenta en la grafica 19 la remoción solamente se dio con *Myriophyllum aquaticum*, ya que *Eichhornia crassipes* y *Lemna gibba* no presentaron remoción alguna. La eficiencia de remoción con *Myriophyllum aquaticum* fue del 60%.



Grafica 19. Remoción de ortofosfatos de efluente del reactor 2 por las diferentes hidrófitas (diluida)

En los resultados presentados en la grafica 20 se aprecia claramente la remoción de ortofosfatos del efluente del reactor 2 con una muestra concentrada por las diferentes hidrófitas, sin embargo *Eichhornia crassipes* y *Lemna gibba* no presentaron una

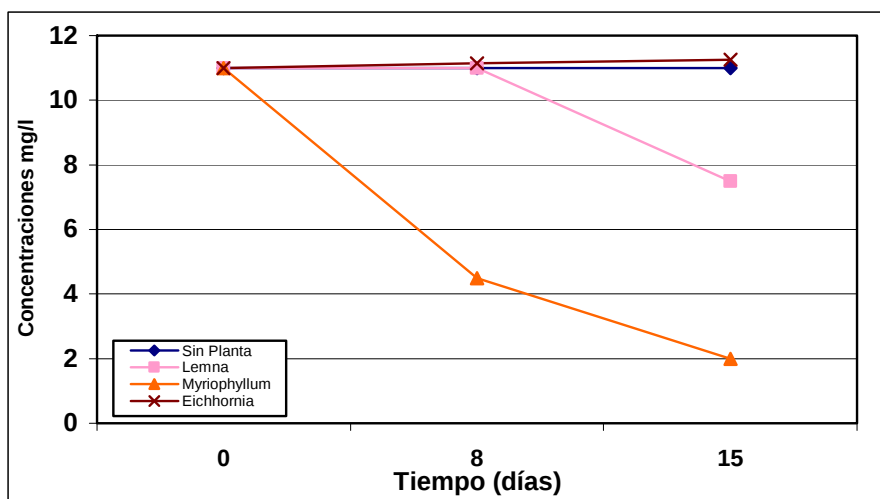
buena remoción comparándolas con *Myriophyllum aquaticum* una eficiencia del 60% a un cuando la concentración de ortofosfatos era mayor.



Grafica 20 Remoción de ortofosfatos del efluente del reactor 2 por las diferente hidrófitas

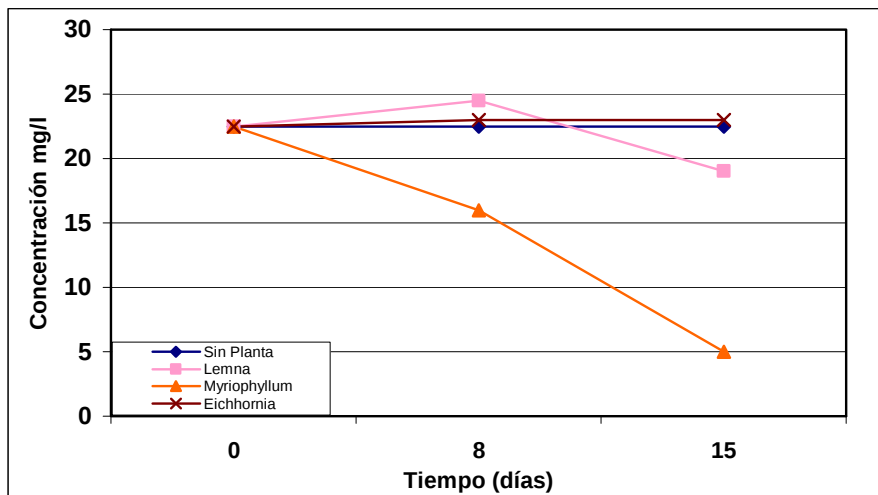
3.4.3 Remoción de nitratos

En la grafica 21 se observa que el NO_3 en el efluente diluido presentó una remoción con *Myriophyllum aquaticum* y *Lemna gibba* en comparación con *Eichhornia crassipes* que no presentó remoción alguna. La mejor removedora de nitratos fue *Myriophyllum aquaticum* con una eficiencia del 80%.



Grafica 21. Remoción de nitratos del efluente del reactor 2 por las diferentes hidrófitas (diluida)

En la grafica 22 se presentan los datos de remoción de nitratos con el efluente de los reactores biológicos concentrado durante un periodo de 15 días, teniendo como resultados que las hidrófitas que removieron fueron *Myriophyllum aquaticum* y *Lemna gibba* comparándolas con *Eichhornia crassipes* que no presentó remoción alguna, el control se mantuvo estable. Sin embargo durante este periodo la eficiencia de remoción de nitratos fue mejor con *Myriophyllum aquaticum* del 80%

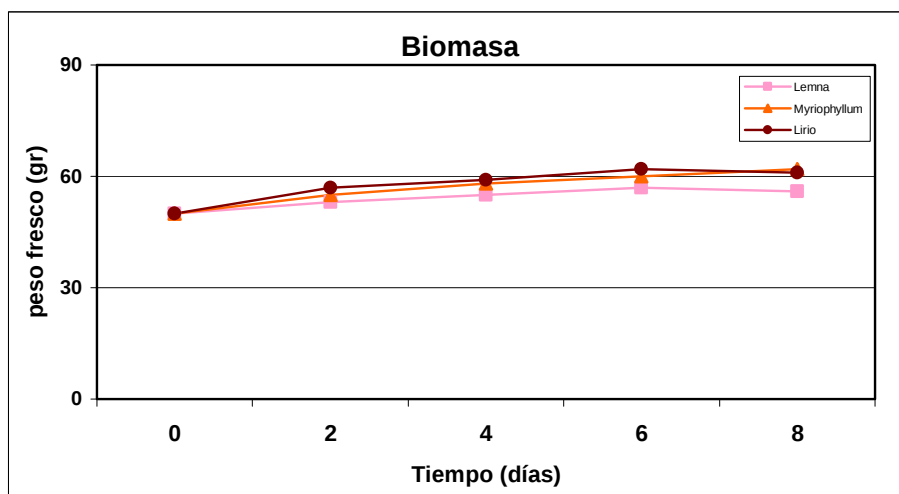


Grafica 22. Remoción de nitratos del efluente del reactor 2 por las diferentes hidrófita

3.5 Biomasa en el medio nutritivo Hoagland y el efluente de los reactores biológicos

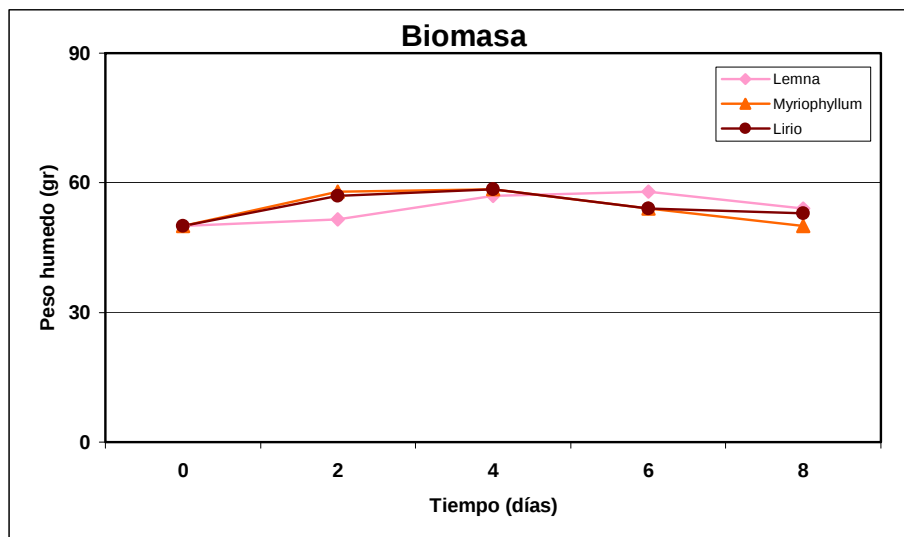
En el medio Hoagland se observó que el crecimiento de las plantas se llevó a cabo desde el inicio del experimento. La dilución que se utilizó fue muy favorable para el crecimiento de *Lemna gibba*, *Eichhornia crassipes* y *Myriophyllum aquaticum*. Se observó un ligero aumento como transcurrían los días. Los antecedentes revisados acerca de los distintos medios nutritivos para macrofitas acuáticas, coinciden con respecto a que es relativamente fácil obtener un crecimiento satisfactorio y plantas saludables (Wang, 1990).

La grafica 23 se muestra el aumento de la biomasa de *Myriophyllum aquaticum*, *Lemna gibba* y *Eichhornia crassipes* en el medio nutritivo Hoagland durante un periodo de 8 días.



Grafica 23 Crecimiento de las diferentes hidrófitas contra el tiempo en el medio nutritivo Hoagland

Con el efluente del reactor 2 se observó que el crecimiento de las plantas se llevó acabo también desde el inicio del experimento con una ligera disminución de biomasa en el día 7 presentando en la *Lemna gibba* *Eichhornia crassipes* y *Myriophyllum aquaticum*, daño en las hojas. (grafica 24)



Grafica 24. Crecimiento de las diferentes hidrófitas contra el tiempo en el efluente del reactor 2

DISCUSION

Pedraza en 1994 utilizando *Eichhornia crassipes* y *Lemna sp* obtuvo una remoción de nitrato del 70% y 99% y de fósforo un 39.5% y 93.3% respectivamente, comparándola con los resultados obtenidos en el experimento con efluente del reactor 2 donde se obtuvo una remoción 2% y 16% (*Eichhornia crassipes* y *Lemna sp*) de nitratos y de ortofosfatos 11.2 % y 36.2% (*Eichhornia crassipes* y *Lemna sp*) , *Eichhornia* no fue muy eficiente en la remoción de nutrientes esto se debió quizás a que el experimento se llevo acabo en el laboratorio, a comparación de lo hizo Pedrada que lo realizó en el exterior o por el tipo de agua residual.

Los resultados que obtuvo Valderrama en 2002, en la remoción de nutrientes utilizando *Eichhornia crassipes* y *Lemna gibba* que fueron de amonio 95.5% y 39% y de fósforo 92% y 30% respectivamente, fueron similares con *Eichhornia crassipes* con el medio nutritivo ya que se obtuvo una remoción de amonio del 98% casi fue similar a la que obtuvo Valderrama, pero con *Lemna gibba* no fue así, se obtuvo una remoción mayor (98%) a la que Valderrama obtuvo, esto se debió a que se colocó en la bandeja de plástico una cantidad adecuada de la hidrófita. Con respecto a ortofosfatos no hubo remoción con ninguna de las dos hidrófitas.

Con los resultados obtenidos en el experimento para probar la capacidad que tienen *Lemna gibba* para remover amonio fue muy eficiente ya que obtuvo casi el 100% de remoción durante un periodo de 15 días Walstad en 2003 obtuvo una remoción que fue del 50% durante 5 horas la eficiencia alcanzada en menor tiempo se debió probablemente a que era una agua de estanques y acuarios y no tenia altas concentraciones de amonio como en este trabajo.

En los experimentos que realizó Campanella en 2005 para probar la remoción de amonio, nitratos y fósforo utilizando *Eichhornia crassipes* que fueron 50% de amonio y nitratos y 89% fósforo, esto se debió a que se construyó un humedal artificial teniendo una profundidad de 50 a 80 cm esto ayudó a las hidrófitas a adaptarse mejor presentando una buena remoción comparándola con los resultados que se obtuvieron en estos bioensayos, con respecto al amonio se obtuvo mayor remoción (98%) pero con nitratos y ortofosfatos se presento una baja remoción (2% y 11.2%) respectivamente, probablemente debido a que el efluente del reactor 2 están presentes no solamente los nutrientes si no otros contaminantes que pudieron interferir a que el consumo fuera más eficiente.

Los resultados que obtuvieron Núñez y colaboradores en 2007 utilizando *Lemna sp* para la remoción de nitratos fue un 18% de eficiencia menor al obtenido en este experimento con un 36% de eficiencia debido a que no hubo competencia con microalgas.

La eficiencia con *Eichhornia crassipes* en el trabajo reportado por Muñoz en el 2007, que resulto ser mayor que el obtenido en este trabajo se debió probablemente a que la planta fue colocada en contenedores mas expuestos a la luz solar,

CONCLUSIONES

La mejor producción de amonio en el sistema anaerobio de tratamiento de agua de rastro fue en el reactor 1

La mejor eficiencia de remoción de materia orgánica y nitratos en el sistema anaerobio de tratamiento de agua de rastro fue en el reactor 1.

La mejor eficiencia de remoción de ortofosfatos fue en el reactor 2.

La mejor hidrófita para remover amonio, ortofosfatos y nitratos en el medio nutritivo fue *Myriophyllum aquaticum* una eficiencia del 55%, 55% y 100% respectivamente.

Del efluente del reactor 2 la mejor hidrófita para la remoción de amonio, ortofosfatos y nitratos fue *Myriophyllum aquaticum* con una eficiencia del 100%, 63% y 80% respectivamente.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Allie, Z., Jacobs, EP, Maartens, A., Swart, P. (2003), enzimática de limpieza de membranas de ultrafiltración perjudicado por el matadero de efluentes. Membrana Diario de la ciencia, 2 (18),107-116

APHA 1992. Standard Methods for the Examination of Water and wastewater, 17 th ed American Public Heath Association, Washington D.C.

Arredondo, F. 1993. Fertilización y fertilizantes, su uso y su manejo en la acuicultura. U.A.M. Pág. 48-62

Arrivallaga, C.A. y Arredondo, J.L. 1978. Una revisión sobre el potencial de las macrofitas acuáticas en la acuicultura. Universidad y Ciencia. 4:55-67

Balladares AM (1998) Rellenos sanitarios y tratamiento de residuos líquidos de mataderos municipales. CEPIS/OPS/BVS. 150 pp.

Barreto, CO (2004), Tratamiento de efluentes na Industria frigorífica - Parte 3. Revista da Carne, 327, 138-141.

Behling Elisabeth, Marín Julio César, Gutiérrez Edixon y Fernández Nola (2006). Tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales utilizando reactores biológicos rotativos de contacto. Multiciencias Vol 3

Benda, F. y J. Kouba. 1991. Chemical Speciation and Bioavailability of Cu (II). Study of Ionic Copper (II) and Bis (glycinate) Copper (II) acumulation by Lemna Species. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46: 466-472

Bonilla Parrilla Mauricio. (2007) Guía para el manejo de residuos en rastros y mataderos municipales, México D.F.

Castañeda Benjamín y Castillo Marco. (2007) Tratamiento y aprovechamiento de los efluentes generados en la industria cárnica. Asociación para Investigación en Tecnologías Apropriadas S.C.

Campanella, M.V., Hadad, H., Maine, M.A., Markariani, R. (2005). Efectos del fósforo de un efluente cloacal sobre la morfología interna y externa de Eichhornia crassipes (Mart. Solms) en un humedal. Limnetica, 24(3-4): 263-272

Celis H. José y Col (2005). Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. Theoria. Vol. 14(1):17-25.

COFEPRIS Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitario. (2005), "Guía para la administración de rastro y mataderos municipales" México D.F., Octubre, 24pp

COFEPRIS Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitario. (2006), Evaluación de los riesgos de los rastros y mataderos municipales" México D.F.; Julio, 33pp

CONAGUA (2007) Sistema Nacional de Información del Agua. Comisión Nacional del Agua. SEMarnat. México. (www.conagua.gob.mx/Conagua/Default.aspx). Cons. 24/04/2007.

Contreras Espinosa, Francisco (1994). Manual de técnicas hidrobiológicas. México : Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Unidad Iztapalapa, Editorial Trillas, 141 p.

Chamy Rolando. (2003). Avances en Biotecnología Ambiental: Tratamiento de Residuos Líquidos y Sólidos. Archivos de ingeniería bioquímica volumen II.

Chen, TH; Shyu, WH (1998), Caracterización química de la digestión anaeróbica de tratamiento de la mortalidad de las aves de corral. Bioresource Technology, 63, 37-48

Del Pozo, R.; Diez, V.; Beltrán, S. (2000), Pre-tratamiento anaerobio de aguas residuales de matadero que utiliza determinada película reactores. Bioresource Technology, 71, 143-149

Di Berardino, S.; Costa, S.; Converti, A. (2000), Semi-continua la digestión anaeróbica de una industria alimentaria de aguas residuales en un filtro anaeróbico. Bioresource Technology, 71, 261-266.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (2002) utilidad para ganadería y el medio ambiente, Septiembre, Rome Italia

Fernández Mercedez (2003). La carga de contaminación en el agua: Los niveles de metales pesados en pescado o en agua para consumo de boca supera en muchas zonas del planeta los límites considerados seguros. Consumer Eroski.

Flores Gómez María Luisa Vianey (2007). Efecto de los tratamientos fisicoquímicos y biológicos en la digestión anaerobia de aguas residuales de rastro. Pág. 9

Flores V. Eugenia, 1999; LA planta estructura y función. Libro universitario Regional LUR Vol. III págs. 884

Gutiérrez SA, Fernández VG, Martínez PP, Rinderknecht SN, Poggi VHM (2004) Slaughterhouse Wastewater Treatment in a Full Scale System with Constructed Wetlands. Water Env. Res. 76: 334-343.

Hillman WS and DD Culley, 1978. The Uses of Duckweed. American Scientist Vol 66(4):442-451

Kelly A. Reynolds, MSPH, Ph.D. (2002) Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica Identificación del Problema. A g u a L a t i n o a m é r i c a. Vol. 2 num. 5

La Comisión Nacional del Agua ("Programa Hidráulico 1995-2000").

López-López A, De la Barrera-Fraire J, Vallejo-Rodríguez R (2007) Coupling of an Anaerobic/Aerobic system for the wastewater treatment of slaughterhouse, Rev. Latinoam. Rec. Nat. (En prensa).

Lot Antonio, Novelo Alejandro y Esparza Elvia. (2004). Icnografía y estudio de Plantas acuáticas de la ciudad de México y sus alrededores. México D.F. Pág. 206

Martinez, Patricia, Col. (2006) Use of constructed wetlands for the treatment of water from an experimental channel at Xochimilco, México. Hidrobiologia. 16(3):211-219

Massé DI, Masse L (2000) Characterization of wastewater from hog slaughterhouse in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment system. Can. Agr. Eng. 42: 139-146.

Massé, DI; Masse, L. (2001), El efecto de la temperatura en matadero de tratamiento de aguas residuales en anaerobio de lotes secuenciales reactores. Bioresource Technology, 76, 91-98

Miranda M.G. and Ilangovan K (1996). Uptake of lead by *Lemna gibba*: influence on Specific Growth Rate a Basic Biochemical Changes, Bull. Environm Contam Toxicol 56:1000-1007.

Muñoz Muñoz, Deyanira, 2005. Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero: Para una población menor de 200 habitantes. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Vol. 3 No.1

Muños Cuevas, Alfredo, Col. (2007) Pulimiento del efluente de un reactor anaerobio de lodos expandidos (EGSB) con macrofitas flotantes. Especialidad en biotecnología

Norma Oficial de México NOM-001- SEMARNAT-1996. Que establece los limites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Novotny, V. and Olem, H. (1994). Water quality: prevention, identification and Management of diffuse pollution. Van Nostrand Reinhold, New York. 1054 pp.

Núñez Marisel, Col. (2007) Remoción de Nitrógeno en aguas residuales a través de las plantas *Thypha dominguensis* y *Lemna* sp. AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales investigación, desarrollo y practica. Vo.2 198-204

Plan Maestro de agua potable del D.F. 1997-2010

Pedraza, G. 1994. Reciclaje del efluente de origen animal con tres especies de plantas acuáticas (en línea). Livestock Research for Rural Development. 6(1).

Penningsfeld, F. y Kurzman, P. (1975). Cultivos Hidropónicos y en Turba. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. Pp 53

Pilon-Smits, E.A., De Sousa, M.P, Hong, G., Aamini, A., Bravo, R.C., Payabyab, S.T. and Terry, N. (1999). Selenium volatilization and accumulation by twenty aquatic plant species J. Environ. Qual. 28: 1011-1018.

Rodríguez Jesús, Sosa Gerardo y Garza Yolanda (2002). Bioconversión anaerobia como una alternativa para la remoción de DQO contenido en aguas residuales del

rastro municipal de la Ciudad de Saltillo, Coahuila, México. Revista de la Sociedad Química de México. Vol. 2 Num. 2 (185-188).

Rodgers, J., Cherry, D. Y R. Guthrie 1978. Cycling of elements in duckweed (*Lemna perpusilla*) in an ash settling basin and swampy drainage system. Wat. Res. 12: 756-770

Signorini, Marcelo, Col. (2006). Manual para la evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales. Pág. 1-62

Torkian, A., Egbali, A., Hashemian, SJ (2003), El efecto de la tasa de carga orgánica sobre el rendimiento del reactor UASB de tratamiento de efluentes del matadero. Recursos, Conservación y Reciclaje, 40, 1-11.

Valderrama, L. T. Col. (2002). Evaluación del efecto del tratamiento con plantas acuáticas (*E. crassipes*, *Lemna* sp. Y *L. Laevigatum*) En la remoción de indicadores de contaminantes fecal en aguas residuales domesticas. Seminario Internacional sobre Métodos para el Tratamiento de Aguas Residuales. Pp. 193-201

Veall F (1997) Estructura y funcionamiento de los mataderos medianos en los países en desarrollo. Producción y Sanidad Animal. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 271 pp.

Walstad Diana 2003 Plantas Acuáticas y Filtración Biológica. Pag. 1-4

Wikimedia, Enciclopedia, 2007