

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA



**DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA
SALUD**

POSGRADO EN BIOTECNOLOGÍA

**PULIMIENTO DEL EFLUENTE DE UN REACTOR
ANAEROBIO DE LODOS EXPANDIDOS (EGSB) CON
MACROFITAS FLOTANTES.**

**INFORME IDÓNEO DE ACTIVIDADES QUE
PARA OBTENER EL GRADO DE ESPECIALISTA EN
BIOTECNOLOGÍA PRESENTA:**

Biólogo Alfredo Muñoz Cuevas.

Director: Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo.

Lector: Dra. Guadalupe Miranda

México, D.F.

2007

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue desarrollado bajo la generosa y perspicaz guía del Doctor Oscar Monroy Hermosillo, el cual me alentó, desde aquel lejano día del 2004, a iniciar el trabajo que aquí se muestra. Debo de agregar que no solo me beneficié de la crítica de un científico de primera línea, sino que, me mostró, sin palabras y sin discursos, como es un MAESTRO. Y ese es un plus que me obsequio. Gracias maestro.

Asimismo, el trabajo fue preparado, primero y desarrollado después en el laboratorio de “Aguas residuales”, a cargo de la doctora Mónica Meraz Rodríguez. Sus observaciones siempre pertinentes y acertadas, fueron inestimables para mí. Es de notar su disposición para solucionar problemas y aportar la ayuda necesaria. Gracias Maestra.

No menos valiosa fueron las observaciones de la Doctora Florina Ramírez Vives, que siempre me alentó a perseverar, sin que por ello su sentido crítico disminuyera, tanto en pláticas de pasillo como en los seminarios. También muchas gracias.

El ingeniero Ricardo Cruz Huizache, el cual siempre se mostró como un excelente compañero y que fue, en términos reales, un maestro que me enseñó con paciencia, y buen sentido, lo básico. Gracias Ricardo, eres un excelente amigo.

Y a los compañeros Chucho, Paty, los dos Ulises, Rodrigo y a muchos otros, les agradezco su apoyo y comprensión.

Asimismo al Profesor Rigoberto Nieto López, el cual ofreció no solo las facilidades para que se pudiera llevar a cabo esta actividad, sino que con su notable interés por las cosas de la ciudad, ha promovido, dentro de su ámbito, acciones para el mejoramiento de la ciudad.

Y por último, pero no el menos importante (ni mucho menos) a Pablo Moctezuma Barragán, el cual no solo es un amigo, sino un infatigable luchador social que de familia viene el actuar para todos, sin distinciones. El libro de tu papa sobre la temática del agua me pareció importante. Este es uno de los resultados que generó. Gracias. Un abrazo de corazón

DEDICATORIA

Le dedico esta tesis a la bucita con admiración y respeto. La verdad es que siempre has sido ejemplo para mí de fuerza y de carácter que has podido sacar de ese pequeño y delgado cuerpo. Espero que puedas salir de ese ciclo destructivo que te tiene postrada y de nueva cuenta, me deslumbres.

A mis dos jefes, Hilda y Alfredo. Como pueden ver, seguí su camino y como dicen por ahí "nunca es tarde para aprender". A pesar de nuestros genios tan disparejos, los quiero.

A mis hijos. Espero que un día puedan mirar hacia adentro de ustedes, sin estridencias y puedan ser lo que son. Ese día los estaré esperando.

INDICE.

Introducción.....	Página 5
Objetivos.....	Página 8
Material y métodos.....	Página 9
Primer periodo.....	Página 10
Segundo periodo.....	Página 11
Tercer periodo.....	Página 13
Discusión.....	Página 22
Conclusiones.....	Página 27
Recomendaciones.....	Página 27
Bibliografía.....	Página 28

INTRODUCCIÓN.

Como es bien sabido por todos, en la actualidad existe una crisis global en el planeta por el agua potable, derivado, por una parte, por la alteración de los ciclos hidrogenoquímicos y por el otro, por la contaminación de las corrientes y cuerpos de agua dulce por la inadecuada disposición de los contaminantes. Dentro de este esquema, México no es ajeno, ya que según la Comisión Nacional del Agua si bien el país goza de una precipitación de 1522 kilómetros cúbicos al año, la alta insolación hace que se regrese por medio de la evapotranspiración 1064 kilómetros cúbicos, quedando una disposición de 410 kilómetros cúbicos como cuerpos de agua superficiales y una recarga aproximada de 48 kilómetros cúbicos; el resto del recurso se utiliza en su mayoría para generar electricidad (113.2 km³), para la agricultura se utiliza 61.2 km³), quedando para el uso industrial 2.5 km³ y para el consumo municipal 8.5 km³ (OCDE 1998). Sin embargo, es notorio que cada vez son menores los volúmenes de agua disponibles, ya que la tendencia a sobreexplotar los acuíferos (el índice de sobreexplotación paso de 3217 millones de metros cúbicos en 1993 a 4554 millones de metros cúbicos en 1998 (INEGI-SEMARNAP 1999). Aunado a lo anteriormente expuesto, resalta la contaminación de todas las cuencas del país, lo cual conlleva a un costo estimado (solo por la originada en los hogares de \$ 5 474 094.00 para 1998).

El crecimiento de la población no solo presiona con una mayor demanda de los recursos hidrológicos de las cuencas, si no que también deben de recibir una mayor cantidad de aguas residuales. Si bien es cierto que en la actualidad se están incrementando las plantas de tratamiento para las aguas polucionadas, también es cierto que el porcentaje de personas que tienen conexión a plantas de tratamiento es muy bajo (OCDE 1999), de hecho, es el mas bajo de los países miembros de la Organización para el Desarrollo Económico, siendo inferior a Austria, Hungría, España y Reino Unido, así como el gasto per cápita de 5.5 dólares para el tratamiento de agua, el cual se considera muy pequeño.

En el caso de la Cuenca Central, donde se ubica lo que conocemos como Valle de México, la cual es una cuenca cerrada de 9 600 km², tiene una alta precipitación equivalente a 746 mm anual; sin embargo, la evotranspiración, que es muy elevada, , recircula a la atmósfera el 72-79 % de la precipitación. Si bien las cadenas montañosas favorecen la recarga y acumulación de agua de 19 m³ por segundo, la extracción de agua de los acuíferos extrae 51.35 m³ , creando un déficit de 30 m³ por segundo (Birkle et al. 1998). Dicha explotación se traduce como un abatimiento de los mantos freáticos de 1 metro por año. Es por lo anterior que no causa extrañeza, pero si preocupación, el hundimiento de la ciudad, ya que en la zona de Xochimilco- Tlahuac el hundimiento del suelo es de 1.3 metros, mientras que para la zona de Cuautitlan llega a 1.5 metros. (Cruiskshank 1998). Por otro lado, es de todos conocidos que la cuenca central es un insaciable importador de agua dulce (expoliada principalmente de las cuencas del Balsas y del Lerma) pero es también un exportadora de aguas sucias al estado de Hidalgo, principalmente a los distritos de riego 063 y 100,

lugares donde los casos de intoxicaciones agudas y crónicas son conocidas desde hace décadas (Mendoza 1994)

Si se elaboran proyecciones a futuro, podemos ver que si bien para el Distrito Federal se prevé un decrecimiento de la población, no menos cierto es que la población de los municipios aledaños se ha incrementado en forma impresionante, por lo que la Comisión Metropolitana ha evaluado, para el 2020 una población de 30 millones de personas en la cuenca, lo cual significaría, si se utiliza el calculo de López Ramírez (López Ramírez 1991), que la cuenca se tendría que enfrentar al desalojo de 810 toneladas diarias de excrementos por día en sus aguas residuales, por no hablar de los residuos derivados de la actividades agropecuaria, residencial y de servicios (Crites 2000). Ante tal reto el sistema de tratamiento de agua, a cargo de la extinta Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, ahora Comisión de Aguas, ha mostrado un incremento no solo en el número de plantas de tratamiento, si no también en su capacidad; sin embargo, el crecimiento de los efluentes municipales e industriales rebasa con mucho la capacidad instalada de tales plantas de tratamiento (German Advisory Council on Global Change 1999).

Ante la perspectiva de un sistema rebasado la búsqueda de opciones para enfrentar dicha problemática se impone. De hecho, la experiencia internacional señala algunas experiencias sobre tratamiento y depuración de aguas. De los 20 sistemas de tratamiento de aguas considerado por algunos autores (Seano 1999), las lagunas facultativas, el lecho de turba, los biodiscos, las lagunas facultativas y los humedales, entre otros, se muestran como alternativas viables. Algunos de estos sistemas probados en otros países pueden ser aplicados, por su tecnología sencilla y su bajo costo (Tchobanoglous 1987) en algunos casos, en la zona Metropolitana de la Ciudad de México.

Entre los sistemas de tratamiento, destaca por su sencillez y bajo costo el uso de hidrófitas, ya sean enraizadas o flotantes. El principio de este sistema es fácil de entender, ya que solo se trata de que las plantas atrapen el fósforo y el nitrógeno, transformándolo en biomasa. Las ventajas que derivan de lo anterior significan no solo una alta eficiencia en la remoción de nutrientes y de metales pesados, si no que además no requiere tecnología muy depurada, cuidando solamente que las condiciones ambientales se mantengan dentro del rango de condiciones operativas (Stemmermann 1981).

El uso de plantas acuáticas flotantes es un proceso que en las últimas décadas ha tomado un gran auge. En la India (Saha y Jana, 2003) pulieron el efluente de una población mediana, con eficiencias medianas en cuanto a la retención de nitrógeno amoniacal y fósforo; de igual forma en Singapoore (Birch 1999) encontró que se incrementa la eficiencia de los humedales cuando estos no se cubren de forma total la superficie del agua, depurando con altos porcentajes los efluentes; quizás por ser de latitudes boreales, un equipo británico trabajó en 1989 con *Elodea* sp (Eigmy 1989), con éxito mediano; de igual forma se trabajó en una latitud similar en el continente americano (Eighmy y Jakuta 1987), con valores de remoción cercanos a la quinta parte de la entrada del influente. En contraposición, en el estado norteamericano de Florida, el trabajo con humedales artificiales basados con lirio acuático (De Busk, 2001), muestra rangos de remoción más altos. En el mismo lugar geográfico (Sooknach y Wilkie 2004) encontraron que en

depuración de las aguas del lago Alice, hubo un gran desempeño con las plantas acuáticas en un tratamiento previo. En África, los humedales artificiales basados en *Lemna* sp para depurar el efluente de algunas lagunas facultativas, con índices de remoción bajos (Dalu, 2003); de manera semejante, en la Republica del Yemen (Al-Nozaly, et al 2003) reportan índices de eficiencia semejantes, principalmente para el nitrógeno en su forma amoniacal, mientras que en Holanda, bajo condiciones mas estables (Corner 1998), *Lemna* sp se revela como un eficiente sistema de depuración de las lagunas de regulación. Por su parte Xie indica que la incorporación del nitrógeno y fósforo tiene pautas bien diferenciadas según el tratamiento al que está sometido, así como también hace notar que estos vegetales acuáticos, si bien incorporan a sus tejidos nitrógeno y fósforo, también pueden reincorporarlo al medio acuático cuando los tejidos maduros entran en senescencia (Xie 2004)

No obstante que los estudios sobre el poder depurativo de las macrófitas sobre las aguas residuales no son raros, utilizándose en humedales horizontales (Kadlec 1994), verticales (Brix 1994), así como consideraciones sobre su diseño (Monroy 1990); en combinación entre varias plantas y dispositivos, hay pocos reportes sobre la utilización de estos organismos y su acción depuradora en efluentes de reactores anaerobios (De Sousa 2000), principalmente sobre reactores de tipo EGSB, razón por la cual se puso a punto un dispositivo tipo sistema de tratamiento basado en macrófitas flotantes (floating aquatic macrophyte-based treatment system o FAMS), término propuesto por De Busk, Burgson y Reddy (1989), para trabajar con varias macrófitas probadas en los procesos de depuración, y verificar el grado de depuración del efluente y su incorporación a la biomasa de los contaminantes a *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms en combinación con *Pistia stratiotes* Linneo e *Hydrocotyle ranunculoides* Linneo. Derivado que previos reportes se ha mostrado a *Hydrocotyle umbellata* como un organismo con mayor capacidad de perdurar en ambientes de alta competencia con otras plantas (como es el recurso de la energía lumínica) que *Pistia stratiotes*, así como su resistencia a los cambios de temperatura (Dewald 1990) y daños derivados de la humedad, se postula que un sistema de humedales basado en *Eichhornia crassipes* + *Hydrocotyle ranunculoides*, (fig. 1) tendrá un mayor poder depurativo que en un sistema de humedales basados en *Eichhornia crassipes* + *Pistia stratiotes*.

DIAGRAMA DE FLUJO ENERO-DICIEMBRE 2006

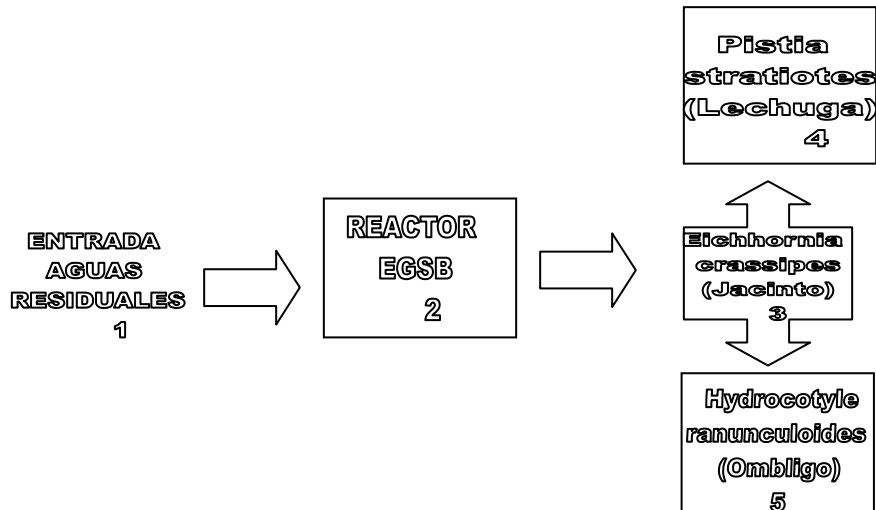


Figura 1. Tratamiento de los FAMS.

OBJETIVO GENERAL.

Comparar 2 sistemas de FAMS (*Eichhornia* + *Pistia*) vs. (*Eichhornia* + *Hydrocotyle*) para valorar que sistema es el más adecuado para mejorar la calidad del efluente de un reactor anaerobio de lodos expandidos de sus principales nutrientes.

OBJETIVO PARTICULAR.

Valorar el grado de depuración que realizan estos sistemas de FAMS a través de sus principales parámetros como demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno amoniacal (N-NH₃), ortofosfato como fósforo disuelto (PO₄) y sólidos suspendidos volátiles (SST), así como la evaluación de la productividad de los FAMS.

MATERIAL Y METODOS

Colecta de los organismos y disposición en los humedales

El reactor de lodos anaerobio EGSB, de 3600 ml, fue alimentado constantemente con las aguas residuales de la comunidad universitaria, utilizando para ello un par de bombas Easy Load con sus respectivos controles de velocidad (marca Master Flex), así como mangueras de los números 14 y 20; asimismo se integró al sistema un embudo de separación de lodos. Para mantener una temperatura constante, se mantuvo recubierto con aislante de polietileno y la temperatura se controlaba con un termómetro digital marca “SEV” a lo largo de todo el periodo experimental, exceptuando los periodos vacacionales.

Las plantas se colectaron, a lo largo del año 2005 en los canales de la Delegación Xochimilco (principalmente en el canal de Cuemanco). Durante varias semanas fueron colocados en un contenedor de fibra de vidrio, de 300 cm de largo, 61 cm de ancho y 40 cm de altura, con una capacidad de 732 L el cual recibía el efluente del reactor EGSB, con un tiempo de retención de 15.40 días.

Para los fines experimentales, se seleccionaron aquellos organismos que presentaban un sistema radicular bien desarrollado, de color blanco, así como aquellos ejemplares en buen estado de salud, sin parásitos ni enfermedades visibles.

Al iniciar el proceso, se colocaron los individuos en 3 recipientes de plástico de 47 cm de diámetro, con una altura de 22 cm. (la altura del agua fue de 20.5 cm. por recipiente) con un

Tabla 1. Métodos utilizados

DQO	N-NH ₃	SST	PO ₄ (como ortofosfato)	pH
APHA 1994	APHA 1994	APHA 1994	APHA 1994	APHA 1994

área de 1 734 cm² una capacidad de 35 566 cm³, conectados como se muestra en la figura 1. Los recipientes están identificados por números que se usarán en todas las gráficas. Con el fin de atender las recomendaciones de De Busk y Reedy (De Busk 1987), se procedió tener la mitad de la superficie libre de plantas, dando en consecuencia que se tuviera a una densidad de 175 gramos de planta por recipiente (aproximadamente 19.82 g/cm²) en cada uno de los sistemas.

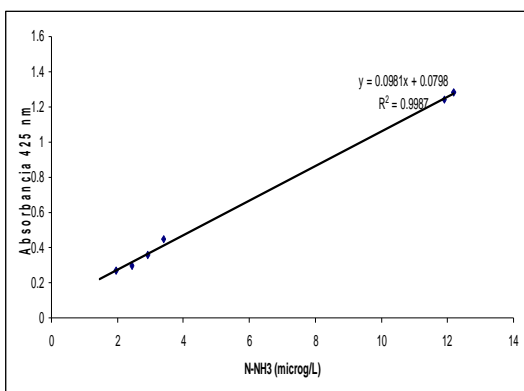
TOMA DE MUESTRAS.

Desde el día 20 de enero se procedió a tomar las muestras por duplicado, tomando como resultado el promedio, cada 3 ó 4 días, de forma que se hiciera un muestreo de 2 a 3 veces

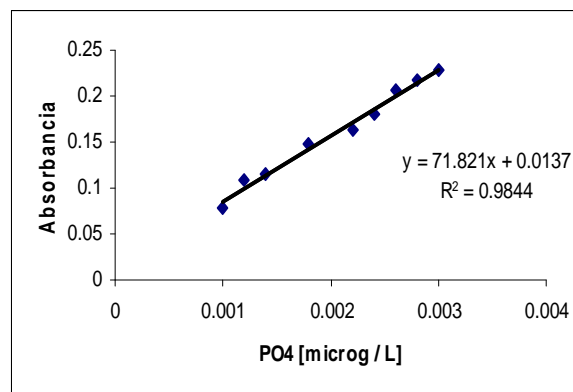
por semana. Como en experiencias anteriores se verificó que las concentraciones de DQO variaban a lo largo del día, encontrándose que los picos mas altos están entre las 12.30 a las 16.00 horas, se procedió a tomar las muestras en el rango anteriormente citado, anotando el día, hora, temperatura y observaciones pertinentes. Las muestras se colectaban en frascos transparentes de vidrio, de aproximadamente 250 ml. de volumen, con tapa de plástico de rosca, para ser llevada al laboratorio lo mas rápido posible (20 minutos aproximadamente), donde se procesaban, para pH, PO₄ y N-NH₃, mientras que la DQO los SST eran analizadas un poco después. La muestra remanente se guardaba en envases de vidrio a 4°C.

De forma paralela, se procedió a cosechar los excedentes (durante el segundo y tercer periodo experimental) del FAMS por medio de macrófitas flotantes, pesando la muestra total y ajustando a la densidad inicial, utilizando para ello una balanza electrónica marca Ohaus, reintegrando la densidad original (aproximadamente) a los recipientes correspondientes, procurando que se reincorporaran a los recipientes individuos completos y sanos.

CURVAS DE CALIBRACIÓN PARA N-NH₃ Y PO₄



Gráfica 1. Curva calibración para N-NH₃ soluble

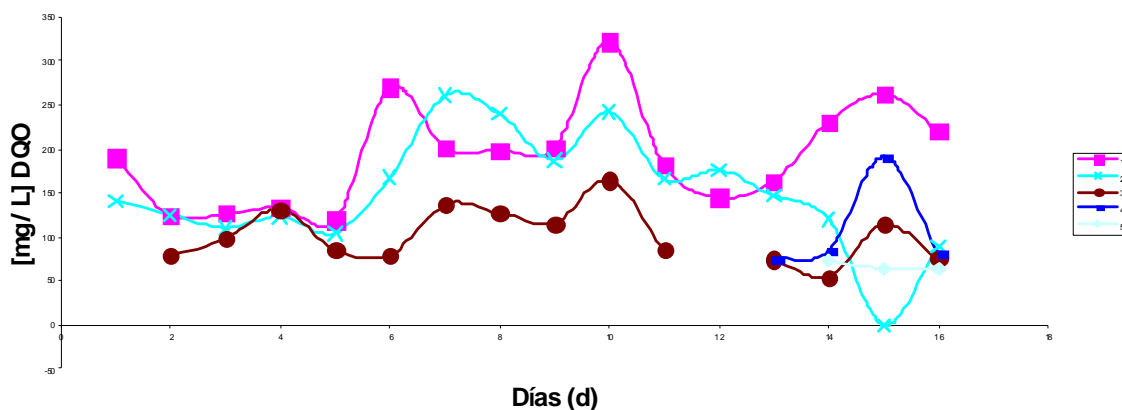


Gráfica 2 Curva de calibración. Fósforo soluble

PRIMERA ETAPA. ARRANQUE DEL SISTEMA (ENERO-MARZO 2006)

Esta etapa arranca el 20 de enero y finaliza el 10 de marzo, en el cual se colocan los ejemplares seleccionados en sus respectivos recipientes (175 gramos aproximadamente) y comienzan a recibir el efluente del reactor EGSB, (6 de enero) y tomándose las primeras

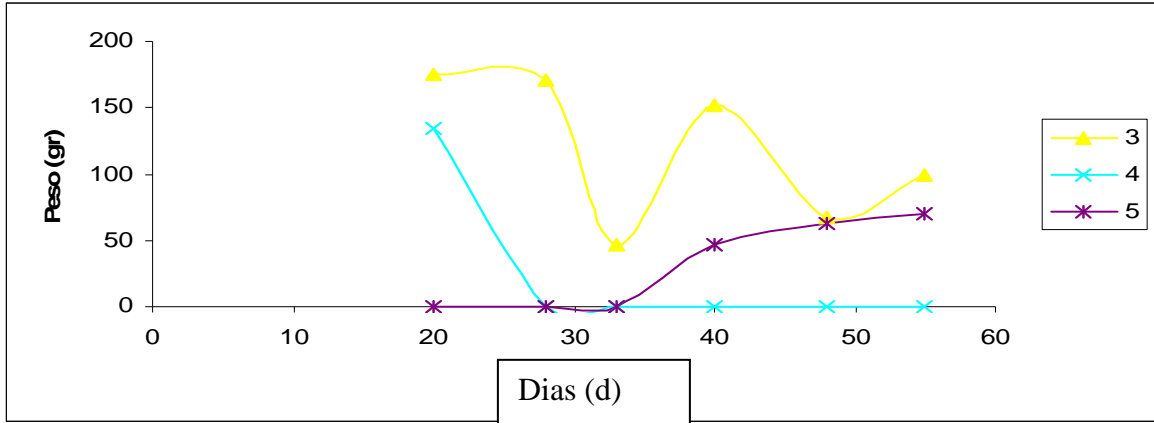
muestras el 20 de enero, con un TRH de 2 horas. Como se puede apreciar en la Gráfica 3, solo se obtuvieron resultados para la DQO para la entrada y la salida del reactor (1 y 2, respectivamente), así como del recipiente de *Eichhornia crassipes* (3), ya que los sistemas de *Pistia stratiotes* e *Hydrocotyle ranunculoides* (4 y 5, respectivamente) tardaron mas en mantenerse estables, incorporándose al proceso depurativo en el último tercio del proceso. Los resultados son lo que se muestran a continuación:



Gráfica 3. Periodo de arranque enero-marzo 2006. Los números corresponden a los puntos de muestreo de la figura 1.

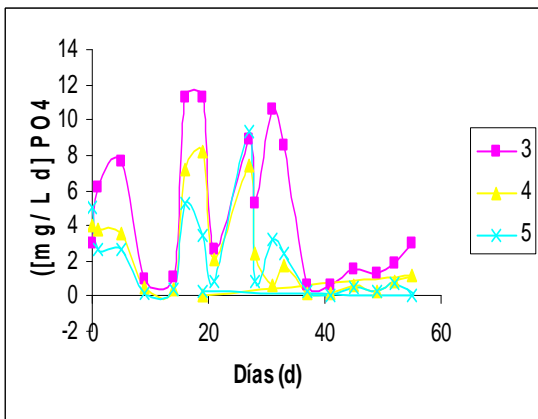
SEGUNDO PERIODO (MAYO- JUNIO 2006)

Es durante este periodo cuando ya se incorporan los sistemas de tratamiento depurativos basados en macrófitas flotantes, buscando asimismo mejorar el desempeño del sistema, tanto en la velocidad de alimentación del reactor y su posterior efluente, como en la eliminación de factores perturbadores como intromisión de material exógeno en el sistema. Una vez ya estabilizados los FAMS, se procedió, de manera sistemática, a cosechar cada semana los excedentes de la biomasa, mismos que fueron escurridos durante 15 minutos y pesados posteriormente.

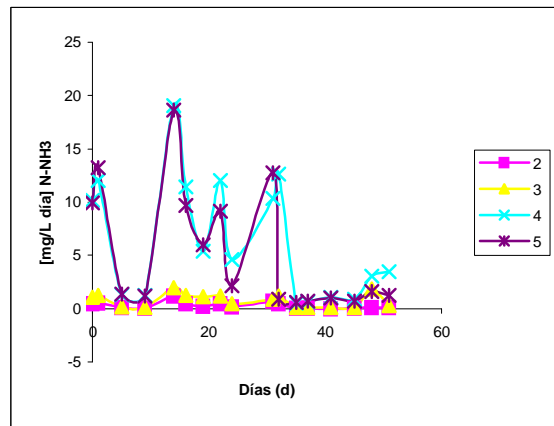


Gráfica 4. Peso húmedo de la cosecha de las FAMS. (Segundo periodo)

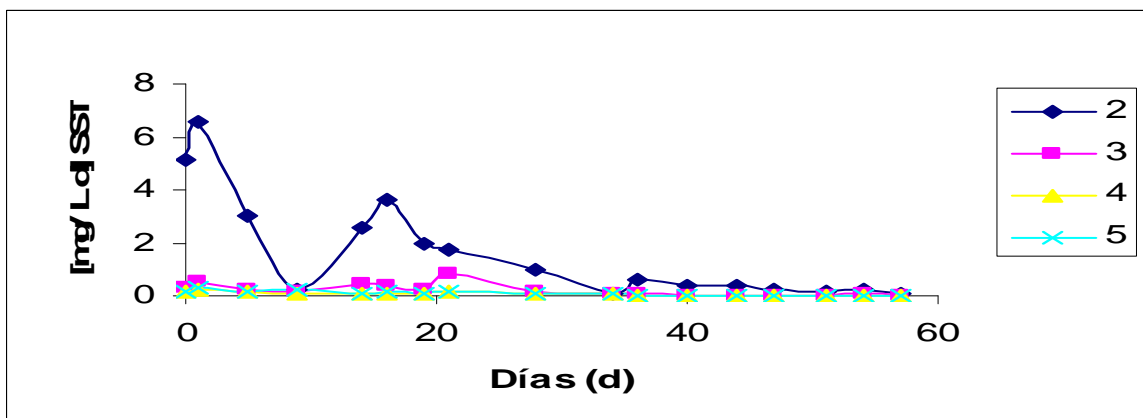
Si bien se continuaron la evaluación de la DQO soluble, se hizo un mayor énfasis en la valoración de los sólidos suspendidos totales (SST), el nitrógeno amoniacal (N-NH₃) y el fósforo soluble (PO₄), tal como se muestra en las siguientes gráficas:



Gráfica 5. Carga de fósforo soluble. Periodo mayo-junio 2006



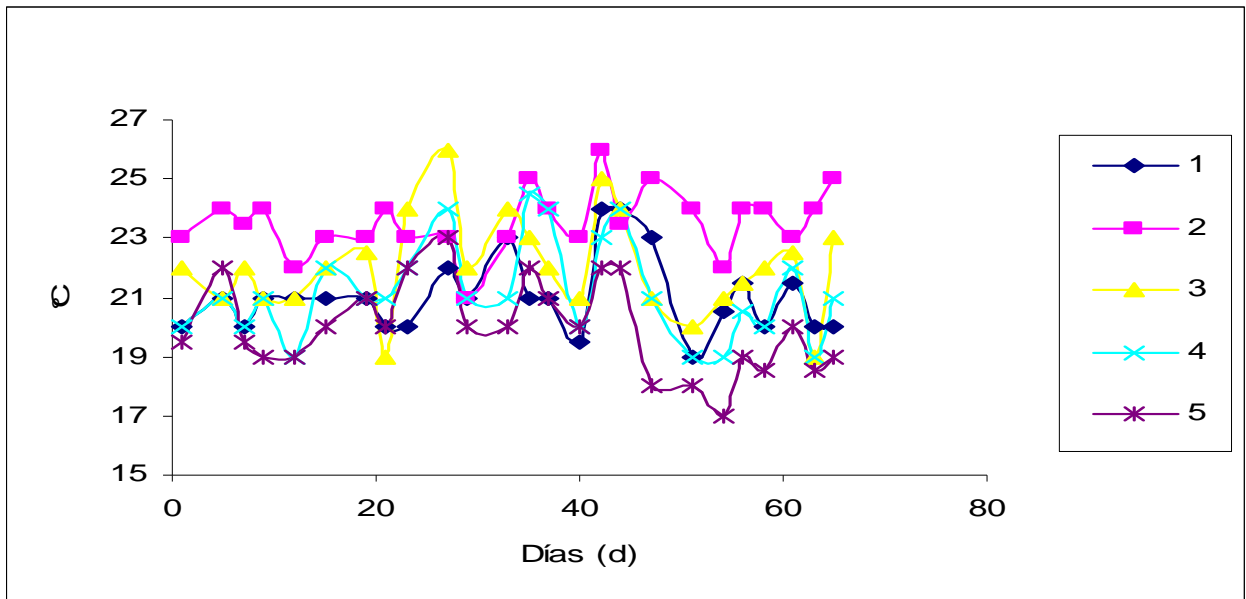
Gráfica 6. Carga de nitrógeno amoniacal. Periodo mayo-junio 2006



Gráfica 7. Carga de los SST. Periodo mayo-junio 2006

TERCER PERIODO (SEPTIEMBRE-DICIEMBRE 2006)

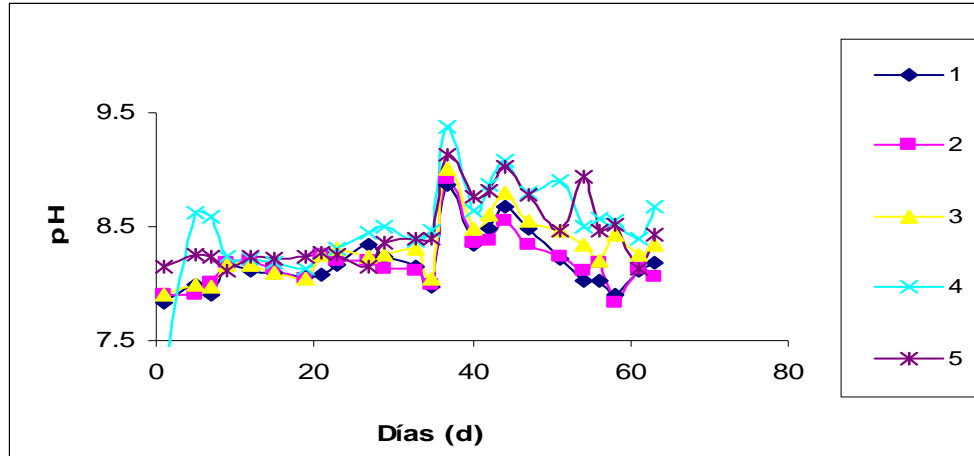
PARÁMETROS AMBIENTALES



Gráfica 8. Temperatura

Tabla 2. Media y desviación estándar para temperatura.

Parámetro estadístico	Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 3	Tratamiento 4	Tratamiento 5
Medio	21,04	23,56	22,06	21,2	20
Desviación estándar	1,3063945	1,0735455	1,6790374	1,652019	1,5411035



Gráfica 9. pH.

Tabla 3. Media y desviación estándar del pH

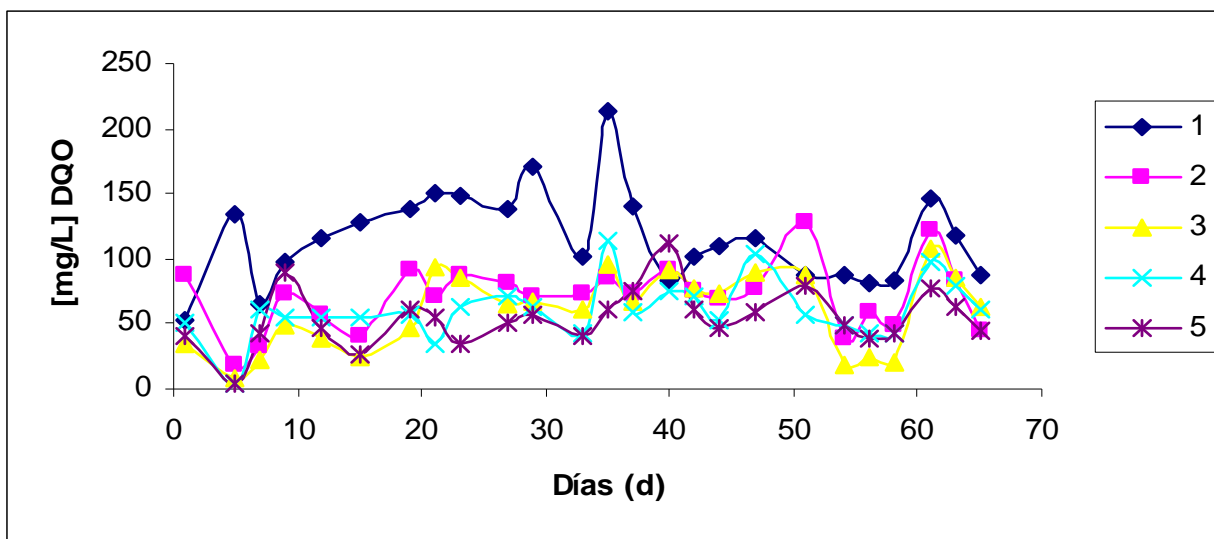
Parámetro estadístico	Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 3	Tratamiento 4	Tratamiento 5
Media (días 1-40)	8,156	8,1713333	8,2153333	8,3773333	8,3466667
Desviación estándar	0,2454384	0,2437759	0,2692282	0,4244571	0,2660469
Media (días 42-65)	8,229	8,2	8,471	8,727	8,613
Desviación estándar	0,2451507	0,1969772	0,190814	0,2234104	0,2673761

En las gráficas anteriores pueden observarse 2 periodos, los cuales se muestran alrededor del día 40 del experimento. En el caso de la temperatura, puede verse que si bien esta fluctúa, se mantiene dentro del rango 19-23.5 °C, pero después del día 40 este parámetro se muestra mas azaroso, llegando a fluctuar de los 17 a los 26 °C. Contrastando esta observación puede verificarse que en la gráfica 9 encontramos un fenómeno similar con el pH, el cual presenta una etapa homogénea hasta un poco antes del día 40 y posteriormente, se muestra con rangos de pH mas abiertos (de 7.7 a 9) en la siguiente etapa.

Tabla 4. Tiempos de retención hidráulica (TRH) en cada uno de los tratamientos.

Parámetro estadístico	Tratamiento 2 Reactor (horas)	Tratamiento 3 Jacinto (horas)	Tratamiento 4 Pistia (horas)	Tratamiento 5 Hydrocotyle(horas)
Media	1.2360	12.2077	24.4155	24.4155
Desviación Estándar.	+0.1647	+1.6263	+3.2533	+3.2533

PARAMETROS QUIMICOS

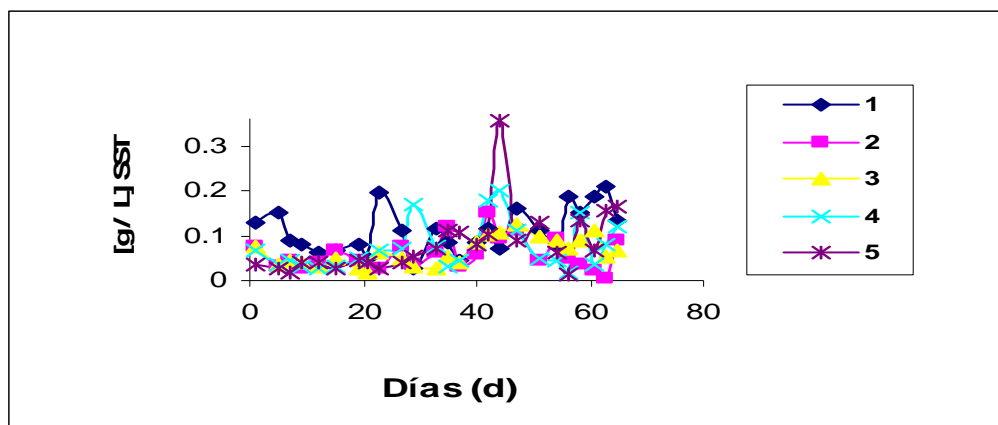


Gráfica 10.DQO

La alimentación de materia orgánica en forma de demanda química de oxígeno de la FAMS de Jacinto (tratamiento 3) proveniente del reactor EGSB (tratamiento 2) fue relativamente homogénea en una primera etapa, también mostró claros incrementos (hasta de 100 mg/L para el día 35 y en menor medida, 50 mg/L en el día 63).

Tabla 5. Media y desviación estándar de la demanda química de oxígeno. (mg/L)

Parámetro estadístico	Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 3	Tratamiento 4	Tratamiento 5
Media	115,72	71,2	59,76	60,68	54,4
Desviación estándar	35,779091	25,405052	29,488529	22,408183	21,540659

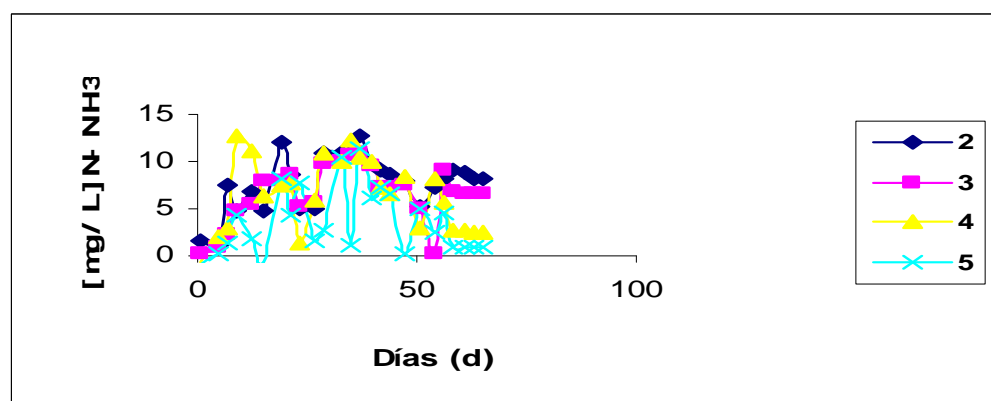


Gráfica 11.SST.

En cuanto a los sólidos suspendidos totales, se puede observar, en el periodo que va del día 1 al día 23 los FAMS pueden retener SST; sin embargo, a partir de ese periodo dichos sistemas comienzan a incorporar una gran cantidad de SST, destacando hacia el día 50 un enriquecimiento en los FAMS 4 (Pistia) y 5 (Hydrocotyle)

Tabla 6. Media y desviación estándar de los Sólidos Suspendidos Totales.(g/L)

Parámetro estadístico.	Tratamiento 1	Tratamiento 2	Tratamiento 3	Tratamiento 4	Tratamiento 5
Media	0,1104	0,058	0,063	0,0738	0,081
Desviación estándar	0,0504546	0,0356195	0,030448	0,0519471	0,0718505

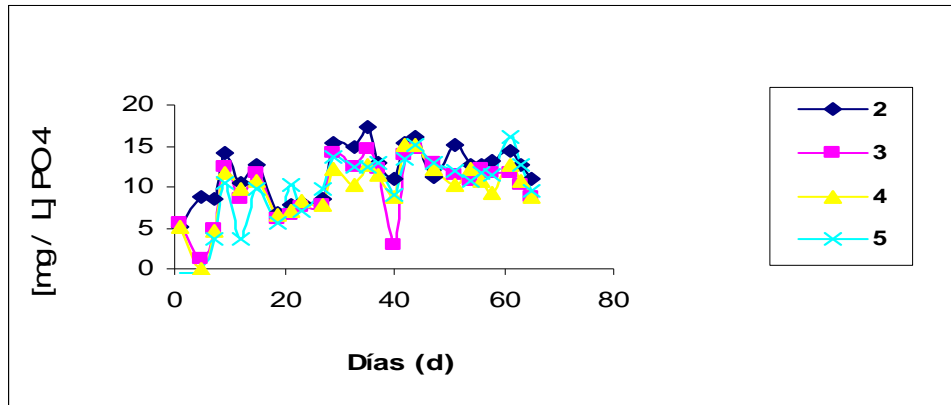


Gráfica 12.N-NH₃.

Desde el inicio del experimento, los FAMS se revelaron como proclives a incorporar nitrógeno amoniacal, principalmente el FAMS 5 (Hydrocotyle). Se hace notar que en el día 40 ocurre el mayor incremento de N-NH₃ a los FAMS, sobrepasando los 13 mg/L, lo cual es importante, en vista de las caídas en ese mismo día en otros rubros.

Tabla 7. Media y desviación estándar del nitrógeno amoniacal (mg/L).

Parámetro estadístico	Tratamiento 2	Tratamiento 3	Tratamiento 4	Tratamiento 5
Media	7,7396534	6,5370031	6,4326198	3,5924567
Desviación estándar	2,9123711	3,0256767	3,7811078	3,4595763

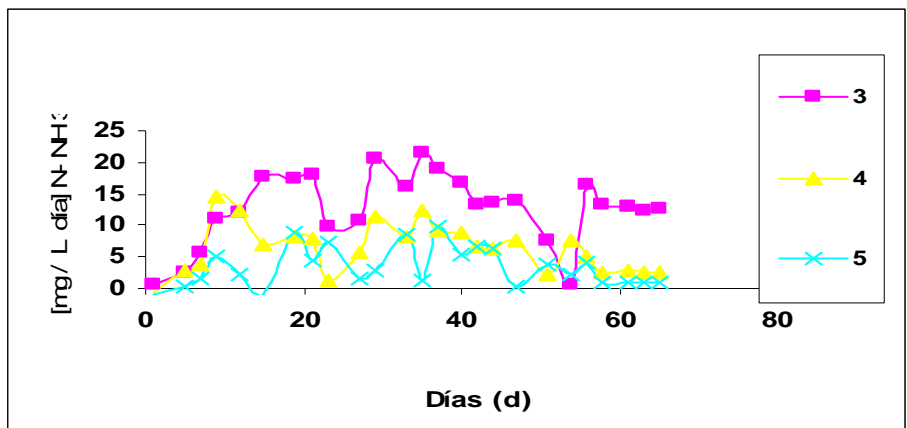


Grafica 13. PO₄

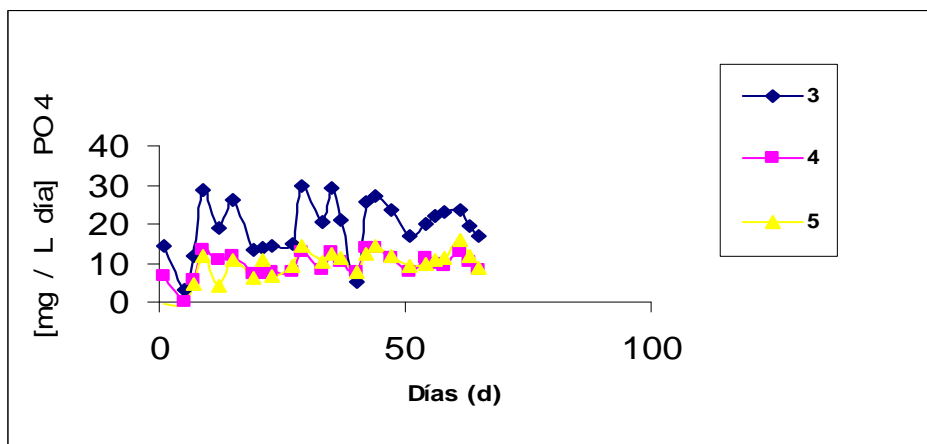
Es notable que se den dos caídas en la concentración del ortofosfato. En el día 20 puede apreciarse que existe una disminución que va desde los 14 mg/L hasta 5 mg/L y de forma mas marcada el día 40 aparece una caída del fósforo soluble de casi 12 mg/L

Tabla 8. Media y desviación estándar del ortofosfato (mg/L).

Parámetro estadístico	Tratamiento 2	Tratamiento 3	Tratamiento 4	Tratamiento 5
Media	11,878585	9,8986355	9,7797271	9,8173211
Desviación estándar	3,185052	3,6944374	3,3678404	4,3593983

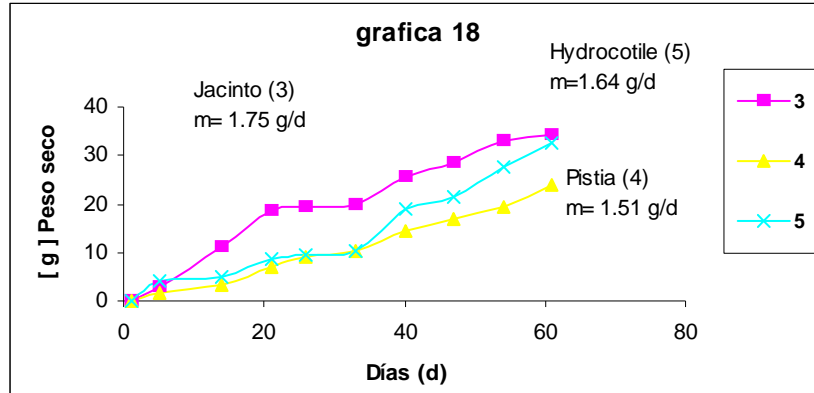


Grafica 14. Carga de N-NH3



Grafica 15. Carga de PO4

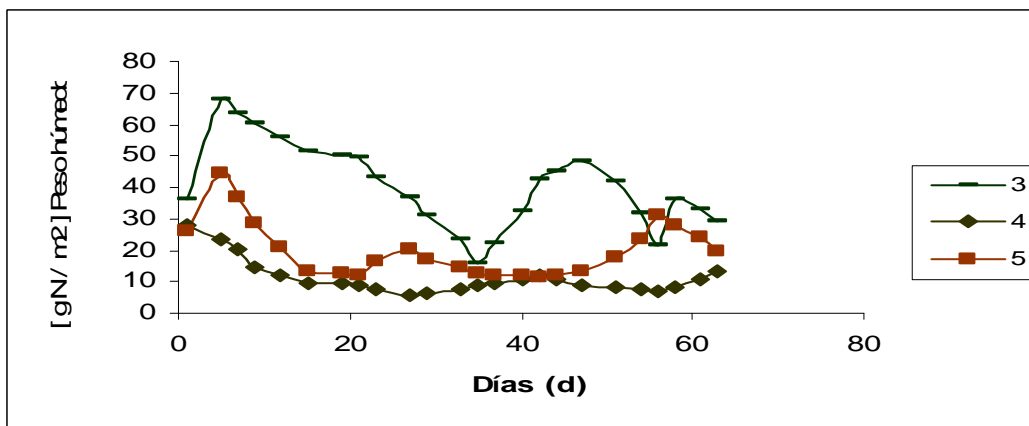
Pueden apreciarse aquí dos incrementos importantes en las cargas de nitrógeno amoniacal y del fósforo soluble. En el primero de los casos (grafica 14), alrededor del día 20 puede apreciarse un incremento en la salida del reactor de casi 250 mg/L, al igual que en el día 40 cuando se presenta otro gran incremento, de mas de 25 mg/L día; a pesar de los grandes ingresos de N-NH3 Y PO4 (gráfica 15), los FAMS presentan unas cantidades muy moderadas de concentración de estos nutrientes, nunca superiores a los 30 mg/L día.



Gráfica 16. Biomasa retirada acumulada en plantas acuáticas.

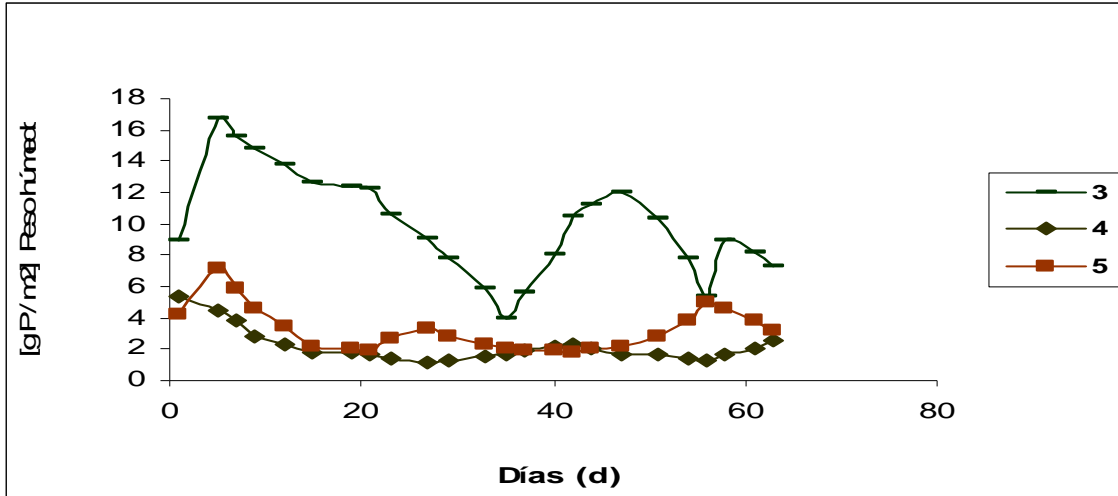
Análisis ANOVA simple con un nivel de significancia de 0.05%. $F_{cal} = 1.827$; $F_{tab} = 3.35$
 H_0 = No existe diferencia en la biomasa acumulada en las plantas
 H_a = Si existe diferencia en la biomasa acumulada en las plantas.

$F_{cal} < F_{tab}$ entonces se acepta H_0 . No existe diferencia en la biomasa retirada acumulada en plantas acuáticas.



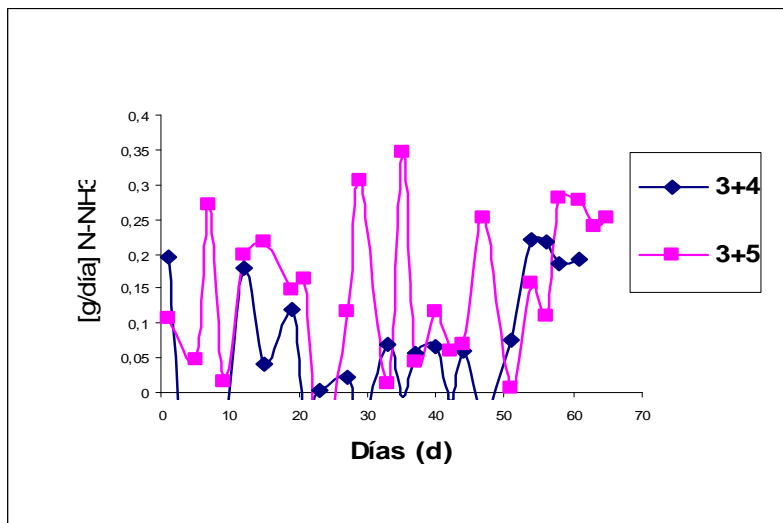
Gráfica 17. Nitrógeno incorporado a diferentes plantas de los FAMS. (A partir de los datos de Xie 2004)

Tres rasgos se pueden observar en la gráfica 17. La tendencia general es de no incorporar nitrógeno a la biomasa (ya sea por pérdida de biomasa y su posterior liberación al agua o porque las plantas no incorporan nitrógeno a su biomasa). Hay un corto periodo de una semana (días 18, 19 y 20 del experimento) en los cuales se nota un pequeño desaceleramiento de esta tendencia, pero predomina finalmente hacia el día 40, el cual es el punto mas bajo. Después de este día hasta el día 60 la tendencia se revierte. Es interesante hacer notar que la absorción del nitrógeno a los tejidos vegetales va en el siguiente orden de prelación: Jacinto > Hydrocotyle > Pistia.

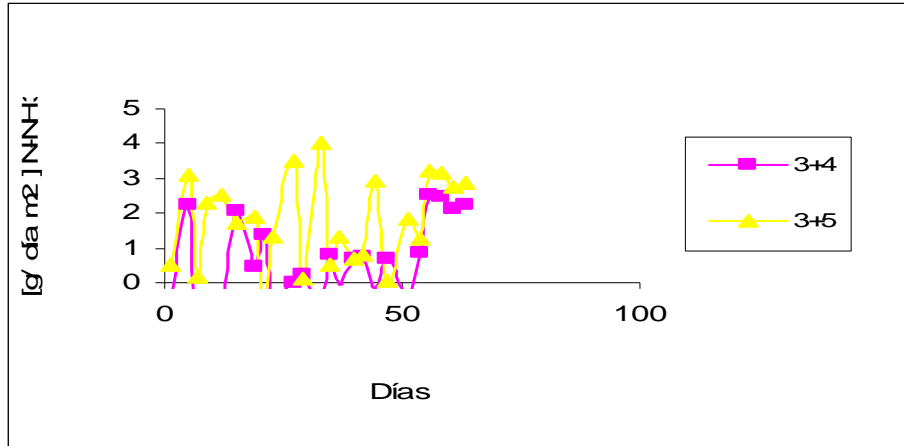


Gráfica 18. Fósforo incorporado a diferentes plantas de los FAMS. (A partir de los datos de Xie 2004)

En cuanto al fósforo incorporado a los tejidos (gráfica 18), se puede observar que la tendencia es semejante a la reportada en los dos gráficos anteriores. En cuanto a la incorporación de fósforo a los tejidos se muestra del todo semejante a los gráficos anteriores: Jacinto > Hydrocotyle > Pistia

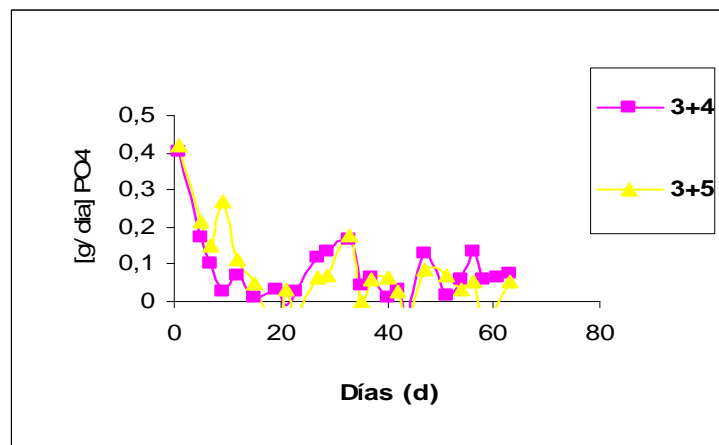


Gráfica 19. Nitrógeno amoniacal depurado en los FAMS.

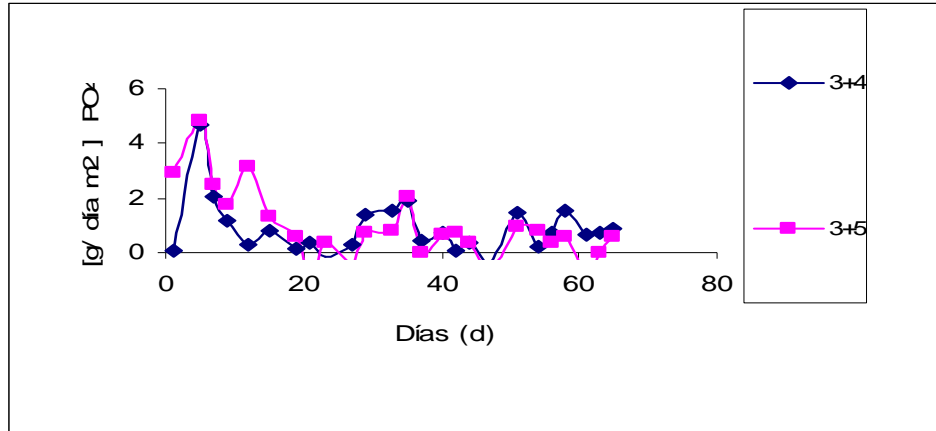


Gráfica 20. Nitrógeno amoniacal depurado por área en los FAMS

Como puede observarse en el sistema 3+4 (Jacinto + Pistia) no existe una gran incorporación de $N-NH_3$ (gráfica 19), durante la primera quincena del experimento, y que se presenta a lo largo de todo el proceso, con tendencias a la recuperación hacia el final del periodo. El sistema 3+5 (Jacinto + Hydrocotyle) no es ajeno a esta tendencia, como es el caso del día 22 del experimento) se mantuvo, con notables altibajos, como depurador de $N-NH_3$. Lo anterior se puede ver (gráfica 20) en el rendimiento superior del sistema 3+5 sobre el sistema 3+4, aunque al final tiende a igualarse



Gráfica 21. Fósforo soluble depurado en los FAMS.



Gráfica 22. Fósforo soluble depurado acumulativo en los FAMS

El comportamiento de los sistemas 3+5, tiene un mejor rendimiento como depurador de fósforo soluble que el sistema 3+4 (gráfica 21), observándose dicha tendencia, de forma mas clara en la cantidad de fósforo acumulativo (gráfica 22).

DISCUSIÓN.

Como se apuntó anteriormente, un FAMS es un sistema donde operan los factores fisicoquímicos, bióticos y ambientales; es decir, donde se manifiestan la asimilación del N y P a la planta (Hume 2001), la volatilización del N-NH₃ a la atmósfera (Cedergreen 1999) interviniendo en dichos factores elementos tales como el pH y la temperatura, entre otros. Puede apreciarse como la temperatura ejerce (gráfica 8) dos tiempos diferentes al periodo experimental, donde no hay grandes cambios en la temperatura, pero a partir del día 30 comienza a presentar un patrón más inestable, repercutiendo en consecuencia sobre el pH (gráfica 9) de los FAMS al alterar los ritmos fotosintéticos de las plantas.

Tabla 9. Algunas características de las macrofitas utilizadas.

Planta	Temperatura ideal	pH ideal	Observaciones
<i>Eichhornia crassipes</i> Steemermann 1981	15 a 30 °C	5.5 a 9.0	
<i>Pistia stratiotes</i> Steemermann 1981	20 a 30°C	6.5 a 7.2	Pistia prefiere aguas blandas; es sensible a la carencia del hierro. Poco tolerante al frio
<i>Hydrocotyle rannunculoides.</i>	20 a 28 °C	6.0 a 7.5	

El pH del medio es por supuesto, un factor importante. En reportes anteriores con agua residual de la UAMI, el pH se reporta neutro con una ligera tendencia a la alcalinidad en abierto contraste con el reporte aquí presentado. Dicho cambio se manifiesta (gráficas 10 y 11) como un mediano desempeño en la remoción de DQO y SST, posiblemente al dañar el sistema radicular de las plantas. Asimismo, puede enmascarar sobre la movilidad de estas moléculas en los FAMS, ya que si bien se muestra una depuración de N-NH₃ apreciable (gráfica 12, parte final), salta a la vista que la cantidad de nitrógeno incorporado a los tejidos se muestra solo como una fracción (gráfica 19). Lo anterior sugiere que el pH activó la volatilización del nitrógeno amoniacal, así como afecto, en cierta medida, al sistema radicular de las plantas.

Como puede apreciarse en el cuadro adjunto (cuadro 10), las densidades con las que inician los experimentos para *Eicchornia crassipes* e *Hydrocotyle rannunculoides* Reddy et al (Reddy y De Busk 1984) se muestran más grandes que las del presente trabajo, aunque en el caso de *Pistia stratiotes* se muestra bastante parecido. Comparativamente, la densidad inicial para *E. crassipes* e *H. rannunculoides* se muestra, para el presente trabajo, menor que la del autor anteriormente referido. Lo anterior sugiere que en consecuencia la incorporación de nitrógeno y fósforo para las plantas de las FAMS es menor que en el trabajo anteriormente citado.

Tabla 10. Densidades iniciales experimentales en algunos FAMS

Especie	Reddy	El presente trabajo
<i>E. crassipes</i>	6.8 kg peso humedo/m2	1.009 kg peso humedo/m2
<i>P. stratiotes</i>	1.2 kg peso humedo/m2	1.009 kg peso húmedo/m2
<i>H. rannunculoides</i>	4.5 kg peso humedo/m2	1.009 kg peso húmedo /m2

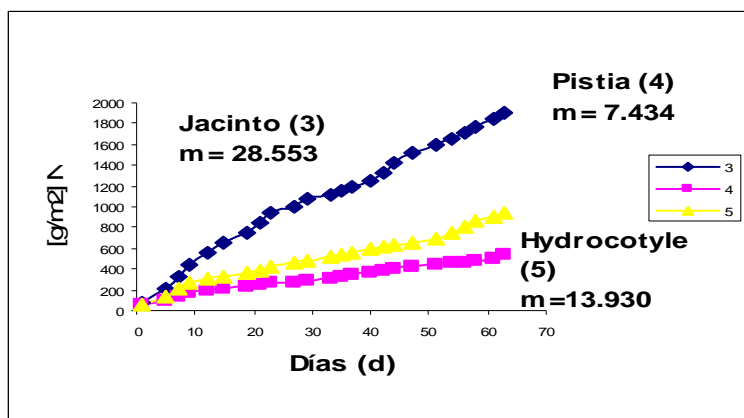
Como lo han señalado otros autores (De Busk et al, 2001), un factor crítico para la operación óptima de los sistemas de depuración por plantas acuáticas, es el retiro regular de la biomasa vegetal por medio de la cosecha de los individuos maduros ó dañados y dejando en el sistema a los individuos mas jóvenes y sanos, los cuales tienen una mejor capacidad de incorporar nitrógeno y fósforo a sus tejidos, a fin de evitar que estos nutrientes se reincorporen al agua. Determinar un nivel de cosecha adecuado permite asimismo evitar los impactos fisiológicos que puede tener el N-NH₃ sobre las plantas (máxime cuando el pH del medio es elevado) como la clorosis en las hojas y la senescencia de los tejidos foliares y parenquimatosos, cosa que ocurre en estos individuos cuando se encuentran durante periodos prolongados a altas concentraciones de N-NH₃ (Sooknah y Wilkie 2004), provocando con ello, altas tasas de conductividad, las cuales repercutían en las plantas, principalmente *P. stratiotes*.

Tabla 11. Balance de Nutrientes en los FAMS

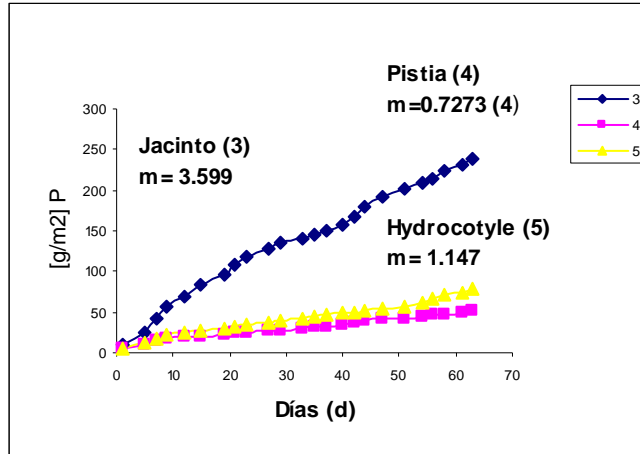
Nutrientes que entran a los FAMS							Nutrientes que no se incorporan a la plantas					
N-NH ₃			PO ₄				NH ₃			PO ₄		
DIA	3	4	5	3	4	5	3	4	5	3	4	5
	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día	g/m ² día
1	0.147	-0.156	-0.212	2.904	1.323	-0.099	0.011	-0.039	-0.050	0.489	0.217	-0.030
15	3.621	1.446	-0.175	5.372	2.459	2.215	0.614	0.238	-0.043	0.917	0.414	0.371
40	3.441	1.793	1.081	1.082	1.579	1.60	0.582	0.298	0.174	0.173	0.261	0.264
56	3.401	1.069	0.865	4.531	2.017	2.187	0.575	0.173	0.136	0.771	0.337	0.366

Según Monroy y Sarquís (1990), la tasa de crecimiento de *E. crassipes* en aguas con altos niveles de N-NH₃ y PO₄ en la cuenca de México es de 35.5 g/m² día; en consecuencia, para las condiciones en que se desarrolló el trabajo experimental, (175 g/m² densidad de inicio), nos indica que el tiempo óptimo de cosechamiento (como cociente de la densidad de los tratamientos y la tasa de crecimiento) es de 4.92 días. Es posible que esta sea la razón por la cual no siempre se hayan alcanzado los niveles óptimos de depuración en los tratamientos 3+4 (Jacinto + Pistia) y 3+5 (Jacinto + Hydrocotyle), ya que los tiempos de cosecha fueron de 7 días, es decir, un 49% adicional del tiempo óptimo requerido.

De la misma forma, puede observarse que la cantidad de nutrientes que llegaban a los FAMS no eran incorporados a las plantas (tabla 11), tendencia que puede observarse a lo largo del periodo de trabajo, principalmente entre los días 15 y 40. Es interesante señalar que el aporte de los nutrientes haya desbordado la capacidad de absorción de las plantas en las FAMS, posiblemente por el TRH, el cual podría haber necesitado tiempos mas dilatados (como el doble o triple de tiempo). Aunado con lo anterior, dicha incorporación de los nutrientes posiblemente fue afectada por la baja densidad de plantas en los FAMS (Tabla 10), los cuales se presentan con una capacidad bastante disminuida.

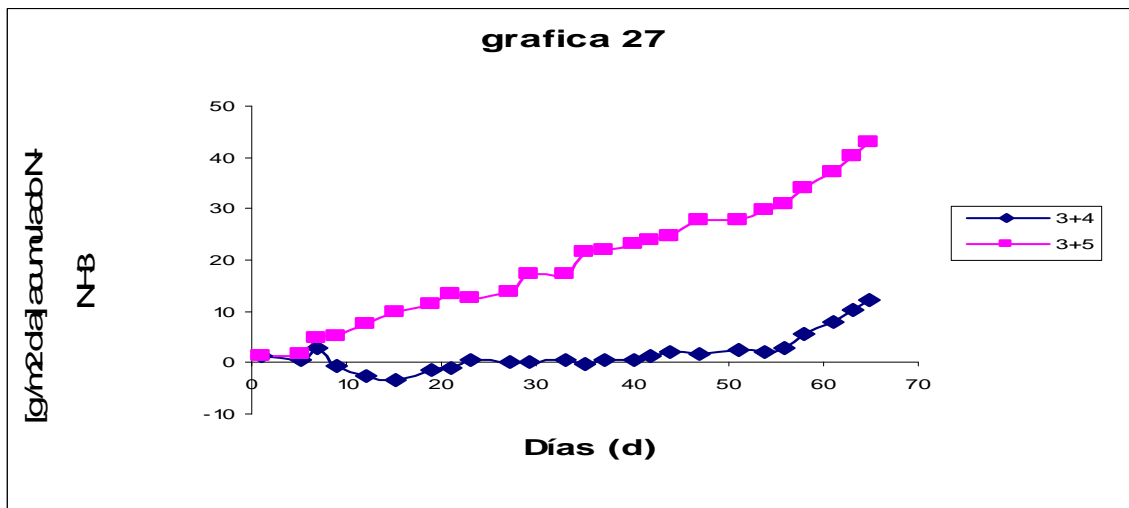


Gráfica 23. Nitrógeno incorporado acumulativo a diferentes plantas de los FAMS (a partir de los datos de Xie 2004)



Gráfica 24. Fósforo incorporado acumulativo a diferentes plantas de los FAMS (A partir de los datos de Xie 2004).

De igual manera, se puede apreciar la diferencia entre el comportamiento de ambos sistemas de FAMS en cuanto a PO_4 , (gráfica 26) ya que los valores se muestran, en general, bastante disímiles. En cuanto a la discordancia que significa tener valores altos de PO_4 soluble que entraron al FAMS (gráfica 15) y la baja cantidad de fósforo en los tejidos (peso húmedo) (gráfica 18) sugiere que el mecanismo responsable de la depuración, más que la asimilación a la biomasa fue la precipitación del PO_4 debido a los altos valores de pH; asimismo, se reporta (Igonoatovic 1986) que en los sistemas de depuración de plantas, la mayor parte del fósforo retirado de las aguas se incorpora a la biomasa microbiana o es capturado por la arcilla.

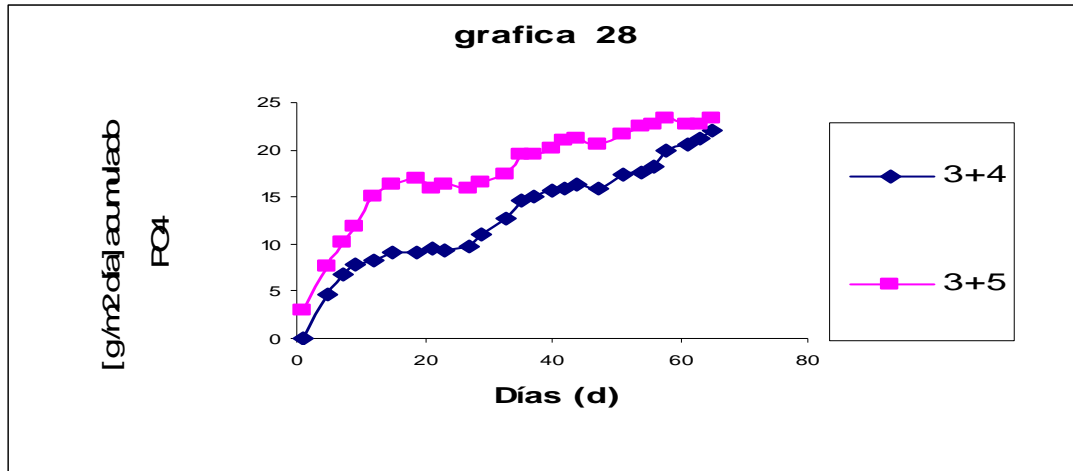


Gráfica 25. Comparativo de $N-NH_3$ eliminado acumulativo de los FAMS
Análisis ANOVA simple, con un nivel de significancia 0.05 %, $F_{cal} = 4.18 > F_{tab.} = 4.04$

H_0 = No existe diferencia entre ambos tratamientos

H_a = Si existe diferencia entre ambos tratamientos.

$H_0 = F_{cal} < F_{tab}$, $H_a = F_{cal} > F_{tab}$; por tanto se rechaza H_0 y se acepta H_a



Gráfica 26. Comparativo de PO₄ eliminado acumulativo de los FAMS
 Análisis ANOVA simple, con un nivel de significancia 0.05%, $F_{cal} = 4.037 < F_{tab} = 4.04$
 $H_0 =$ No existe diferencia entre ambos tratamientos
 $H_a =$ Si existe diferencia entre ambos tratamientos
 $H_0 = F_{cal} < F_{tab}$, $H_a = F_{cal} > F_{tab}$; por tanto se acepta H_0

En las gráficas 25 y 26 se aprecia que el balance en la depuración de nitrógeno y fósforo en los FAMS en los tratamientos 3+4 y 3+5, las diferencias son pequeñas para el caso del fósforo, mientras que para el caso del nitrógeno amoniacal, las diferencias acumuladas muestran una diferencia entre ambos tratamientos.

Los valores altos de pH presentan algunos efectos colaterales sobre los iones disueltos en el agua y en la productividad de las plantas. En primer lugar, como ya se ha señalado anteriormente (Zimmo 2004), a altos valores de pH se volatiliza el N-NH₃, así como se incrementa la precipitación del PO₄ (Sooeyink 2001) y por supuesto, es coadyuvante para que el nitrógeno amoniacal sea tóxico para varias especies de plantas acuáticas. En cuanto a otros efectos colaterales, el nitrógeno amoniacal comienza a ser tóxico para varias macrófitas acuáticas en un pH básico. De tal manera, los FAMS nos muestran que el proceso depurativo sobre los nutrientes disueltos (NH₃ y PO₄) es debido mas a los factores fisicoquímicos propiciados por las plantas acuáticas que por la incorporación de dichos nutrientes a los tejidos vegetales. La lectura de los datos de la tabla 11, sugiere que existe una incorporación de N-NH₃ y PO₄ a *E. crassipes*, cosa que parece no ocurrir para *P. stratiotes* y en menor medida, para *H. rannunculoides*.

CONCLUSIONES

- 1.- El sistema de FAMS que fue alimentado con el efluente del reactor anaerobio de lodos expandidos tiende a alcalinizar el agua que recibe, posiblemente por la actividad fotosintética que se lleva a cabo.
- 2.- Los FAMS incorporan SST en ambos tratamientos.
- 3.- Durante el periodo de trabajo se pudieron apreciar dos temporadas claramente marcadas por la temperatura del agua y cuyo punto de inflexión se localiza en el día 30. En el primer periodo se puede apreciar que existe cierta depuración en cuanto a $N-NH_3$ y PO_4 que en el segundo periodo, en el que la temperatura se manifestó más azarosa. Esto afecta asimismo la DQO, la cual es depurada con mayor eficiencia en el primer periodo más que en el segundo.
- 4.- En los FAMS hay depuración de $N-NH_3$ en los sistemas 3+4 y 3+5 (*E. crassipes*+*P. stratiotes* y *E. crassipes*+ *H. rannunculoides* respectivamente) solo hasta en el último tercio del periodo, siendo el sistema de tratamiento 3+5 mejor depurador que el sistema 3+4; al final ambos sistemas tienden a diferenciarse; en el caso de la depuración del PO_4 también existe depuración en ambos sistemas, en el cual no hay diferencias entre ambos al final del proceso. Es posible que intervengan otros mecanismos de depuración que no sean necesariamente la incorporación de dichos compuestos a los tejidos vegetales (como la precipitación del PO_4 y la volatilización del $N-NH_3$ a la atmósfera).

RECOMENDACIONES.

- 1.- Tener una mayor densidad de plantas por FAMS, cuidando de mantener el área libre en un 50%, según recomendaciones de Reddy.
- 2.- Los FAMS deben de tener una válvula inferior, de tal manera que se pueda retirar el sedimento sin mayor problema.
- 3.- Acortar los tiempos de cosecha en un 49 %
- 4.- Dilatar los tiempos de retención hidráulica, con la finalidad de que las plantas puedan incorporar una mayor cantidad de nutrientes en sus tejidos.

BIBLIOGRAFÍA

- 1.- OCDE. Group on Environmental Performance. 1998. Environmental Performance Reviews. OCDE. Paris France. Pág. 56.
- 2.- INEGI-SEMARNAP. 1999. Estadísticas del Medio Ambiente. Tomo II, Informe de la situación general en materia de equilibrio Ecológico y Protección del Ambiente. 1997-1998. pp. 622-626.
- 3.- OCDE. 1999. Environmental Indicators. Toward Sustainable development. OCDE. Paris, France. Page 46.
- 4.- Birkle, P; Torres Rodríguez, V; González Partida. 1998. The Water Balance for the basin of the valley of México and implications for future water consumption. Hydrological Journal. Vol. 6 No. 4, Pág. 500-517.
- 5.- Cruiskshask, García, Gerardo. 1998. Proyecto lago Texcoco. Rescate Hidrológico. CNA. Pág. 75-77
- 6.- Mendoza, Cantu Ana; Cortes Mata Gerardo. 1994. Características fisicoquímicas y evaluación toxicologica utilizando bioensayos en aguas. Suelos y sedimentos del distrito de Desarrollo rural 063, Hidalgo. Tesis de Licenciatura. Biólogo. ENEP- Iztacala.
- 7.-López Ramírez, Alejandra. 1991. Tratamiento de aguas residuales de bajo costo en nuestro país. Tesis profesional. ENEP Iztacala UNAM. Pag. 13-14
- 8.- Crites, Ron; Tchobanoglous, George. 2000. Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Edit. Mac Graw Hill. Bogota, Colombia. Pag 179.
- 9.-German advisory council on global change. 1999. Ways towards sustainable managment of freshwater resources. Annual Report 1997. Springer Verlag. Berlin. Alemania.
- 10.- Seano, Calvo, M. 1999. Aguas residuales. Tratamiento por humedales artificiales. Edic. Mundo Prensa. Paginas 51-57.
- 11.- Tchobanoglous, F. 1987. Aquatic Plants systems for wastewater treatment: Engineering considerations in: Reddy, K.R.; Smith, W.H.; Smith, W.H. (EDITS) Aquatic plants for water treatment and resource recovery. Magnolia. Publishing Inc. Orlando, Florida. Pág. 30.

- 12.- Steemmermann, Lani. 1981. A guide to pacific wetland plantes. U.S. Army Corps of Engineers'. Honolulu.
- 13.- Saha, S. Jana, B.B. 2003. Fish macrophytes associations on low cost strategy for wastewater reclamation. Ecological engineering, 21 pp. 21-41
14. - Birch, P.D., Korner, S., Lyatun, G., Veermat, J.E. 1999. The influence of *Lemna gibba* on the degradation of organic material in Duckweed covered domestic wastewaters. Water Research. Vol. 32. No.10. pp 3092-3098.
- 15.-Eighmy, D., 1989. Establishment of Three emergent macrophytes under different water regimes. Water Science Technologic. Vol. 40 No. 3. pp. 223-240.
- 16.-Eighmy, D., Jakuta, F., Perdomo, S., Bonguesses, C. 1987. Potential use of aquatic macrophytes to enhance the treatment of septic tank liquids. Water Science Technologic. Vol. 40. No 7, pp. 225-235
- 17.- De Busk, P., Yedla, S. Metra, 2001. A. Purification of pulp and paper mill effluent using *Eicchornia crassipes*. Water Science Tech.
- 18.-Sooknah, R.D.; Wilkie, A.C. 2004 Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digest flushed dairy manure wastewater. Ecological Enginnering 22, 27-42
- 19.- Dalu, J.M; Ndamba, J. 2003. Duckweed based wastewaters stabilization ponds for wastewaters treatment (a low cost technology form small urban areas in Zimbabwe. Physics and Chemistry of the Earth. 28, 1147-1160.
- 20.- Al Nozally, F., Aloerts, G., Veernetra, R. 2003. Performance of Duckweed covered sewage lagoons II. Nitrogen and phosphorus balance and plant productivity. Water Research Vol 34, No 10. pp 2734-2741
- 21.- Xie Yanhong; DanYu, Bo Ren. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. Aquatic Botany 80 (2004). 29-37
- 22.-Corner, C.K.: Al Jimutzi, C.K; Nguyen B. 1998. Influence of *Eicchornia crassipes* (Mart) Solms in Phosphorus effluent urban wetland. Water Research Vol 26, No. 5, pp 345-436.
- 23.- Kadlec, Robert H. 1994. Chemical, physical and Biological cycles in treatment wetlands. Water Science Tech. Vol. 40 No. 3, pp 37-44
- 24.- Brix, Hans.1999. How “green” are aquaculture constructed wetland and conventional wastewater treatment systems. Water Science Technology. Vol. 40 No 3, pp 45-50

- 25.- Monroy Hermosillo, Oscar, Sarquis, Sofia.1990. Design considerations for wastewater treatment with water Hyacinth *Eichhornia crassipes*. Environmental Technology. Vol. 11. pp 669-674.
- 26.- De Sousa, J.T.; Van Haandel, A.C.; Guimaraes, A.A.V. Post treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. In: VI oficinas e seminário latinoamericano de digestão anaeróbia. Recife 2000. Anais Trabalhos completos. Vol. 1 pp, 314-320. UFPE, USP, UFMG, UFRN, UFPB.
27. - De Busk, T.A; Burgson, P.S.; Reddy, K.R.1989. Secondary treatment of Domestic Wastewater using floating and emergent macrophytes in: Constructed wetlands for wastewater treatment municipal industrial and agricultural. Edit. Hammer, Donald A. Lewis. Publishing Michigan USA. Pg. 525.
- 28.- Dewald, I.B.; Lounibos I.p. 1990. Seasonal Growth of *Pistia stratiotes* in South Florida. Aquatic Botany 36, pag 263-275
- 29.- De Busk, W.F.; Reedy, K.R. 1987. Density requirements' to maximize productivity and nutrient removal capability of water hyacinth. Aquatic Plants for water treatment and resource recovery. Reedy y Smith. (Edit) Magnolia Publishing Inc. Pag. 673-680.
- 30.- De Busk, T.A; Burgson, P.S.; Reddy, K.R.1989. Secondary treatment of Domestic Wastewater using floating and emergent macrophytes in: Constructed wetlands for wastewater treatment municipal industrial and agricultural. Edit. Hammer, Donald A. Lewis. Publishing Michigan USA. Pg. 525.
- 31.- Hume, Noah P.; Fleming, Maria S. Alexander J. 2002. Plant carbohydrate limitation on nitrate reduction in wetlands microcosms. Water Research. 36, pp 575-504.
- 32.- Cedergreen F. N. 1999. Production potential of aquatic plant in systems making floating and submerged macrophytes. Freshwater Biology 41. pp 183-191.
- 33.- Reddy, K.R; De Busk, W.F. 1984. Growth characteristics of aquatic macrophytes cultured in nutrient enriched water: I. Water hyacinth, water lettuce and Pennywort. Economic Botany. 38(2) 1984. pp 229-239
- 34.-Sooknah, R.D.; Wilkie, A.C.2004 Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. Ecological Engineering 22, 27-42
35. - Xie, Y; Yu, D. 2003. The significance of lateral roots in phosphorus (P) acquisition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). Aquatic Botany. Vol. 75 No. 4, pp 311-321
- 36.- Xie, Y.; Wen, M.; Yu, D.; Li, Y. 2004. Growth and resource allocation of water hyacinth as affected by gradually increasing nutrient concentrations. Aquatic Botany 79 (2004) 257-266

- 37.- Ignojatovic, I; Morjanovic, P. 1986. A low cost method for nutrient removal from domestic wastewaters. *Wat. Sci. Tech.* Vol 18, pag 49-56
- 38.- Zimmo, O.R; Van der Steen, N.P; Gijzen, H. 2004. Quantification rates in algae and denitrification rates in algae and duckweed based wastewater treatment systems. *Environmental technology.* Vol. 25 pp 273-282.
- 39.- Soeeyink, Vernon. 2001. *Química del agua.* Editorial Limusa. Pág. 498.



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE IDÓNEA COMUNICACIÓN DE RESULTADOS

No. 00027

PULIMIENTO DEL EFLUENTE DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LODOS EXPANDIDOS (EGSB) CON MACROPITAS FLOTANTES

En México, D.F., se presentaron a las 10:00 horas del día 6 del mes de diciembre del año 2007 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO

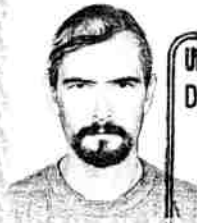
DRA. MARIA GUADALUPE MIRANDA ARCE

siendo el primero asesor del alumno y lectora la segunda, de la Idónea Comunicación de Resultados, se reunieron a evaluar la presentación cuya denominación aparece al margen, para la obtención del diploma de:

ESPECIALIZACION EN BIOTECNOLOGIA

DE: ALFREDO MUÑOZ CUEVAS

y de acuerdo con el artículo 79 fracción II del Reglamento de los Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
DIRECCIÓN DE SISTEMAS ESCOLARES



Casa abierta al tiempo

Aprobar

Acto continuo, se comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

ALFREDO MUÑOZ CUEVAS
FIRMA DEL ALUMNO

REVISÓ

LIC. JULIO CESAR DE LARA ISASSI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISION DE CBS

DR. JOSE FRANCISCO FLORES
PEDROCHE

ASESOR

DR. OSCAR ARMANDO MONROY
HERMOSILLO

LECTORA

DRA. MARIA GUADALUPE MIRANDA
ARCE