

01187



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN
INGENIERIA (INGENIERIA AMBIENTAL)

"EVALUACION DEL METODO DE LA ZONA DE LA RAIZ
EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON ALTA
CARGA ORGANICA"

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN INGENIERIA (AMBIENTAL)

P R E S E N T A

M. en C. ALEJANDRO GUTIERREZ SARABIA

DIRECTOR: PEDRO MARTINEZ PEREDA

UNAM
POSGRADO 

MEXICO, D. F.

2005

m.346964



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer profundamente al Dr. Pedro Martínez Pereda, Dr. Héctor Mario Poggi Varaldo, Dra. Georgina Fernández Villagómez y al Dr. Humberto Bravo Álvarez por el apoyo y seguimiento que me brindaron a largo de este trabajo. Así mismo, a la Dra. Blanca Jiménez Cisneros, a la Dra. Teresa Orta Ledezma, a la Dra. Carmen Durán de Bazúa y por sus valiosas observaciones para la conclusión de este trabajo.

Dedicatoria.

A mi esposa Maribel † y a mis hijos Cuauhtémoc y Alejandra

A mis padres

Fidel y Justina

A mis hermanos

Pilar, Angélica, Fidel, Enrique, Jorge, Silvia, Fermín y Lupe

A mis amigos

Arturo Sánchez, José Luis Alquicira, Arturo Calderón, Elvia Gallegos

y a mi amigo Dr. Fermín Rivera Agüero † quien fuera mi director de tesis

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Alejandro Gutiérrez
Suscribo

FECHA: 09/27 de Septiembre

FIRMA: [Firma manuscrita]

El viaje definitivo

...Y yo me iré.
Y se quedarán los pájaros cantando;
y se quedará mi huerto, con su verde árbol,
y con su pozo blanco.
Todas las tardes, el cielo será azul y plácido;
y tocarán, como esta tarde están tocando, las campanas del campanario.
Se morirán aquellos que me amaron;
y el pueblo se hará nuevo cada año;
y en el rincón aquel de mi huerto florido y encalado,
mi espíritu errará, nostálgico...

Juan Ramón Jiménez.

CONTENIDO

ÍNDICE.....	i
GLOSARIO.....	iii
ABREVIATURAS.....	vi
ÍNDICE DE TABLAS Y DE FIGURAS.....	viii
RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	3
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN.....	5
1.1 PRINCIPIOS VENTAJAS Y APLICACIONES.....	6
1.2 PRINCIPIOS DE LA TECNOLOGÍA.....	8
1.3 APLICACIONES DE LOS HUMEDALES PARA TRATAR AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS.....	13
1.4 APLICACIÓN DE LOS HUMEDALES PARA TRATAR AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES.....	13
1.5 APLICACIÓN DE LOS HUMEDALES PARA TRATAR AGUAS RESIDUALES COMERCIALES E INDUSTRIALES. 15	
1.6 APLICACIÓN DE LOS HUMEDALES PARA TRATAR AGUAS RESIDUALES DE LOS MATADEROS.....	17
1.7 MATADEROS Y SU IMPACTO AMBIENTAL.....	18
1.8 MODELADO Y DISEÑO DE LOS HUMEDALES.....	21
CAPÍTULO II. OBJETIVOS.....	23
2.1 HIPÓTESIS GENERAL.....	23
2.2 HIPÓTESIS ESPECÍFICA.....	24
2.3 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	24
2.4 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO.....	25
CAPÍTULO III. METODOLOGÍA.....	31
3.1 SISTEMAS DE TRATAMIENTO.....	32
3.2 EVALUACIÓN DE PARÁMETROS DEL SISTEMA.....	34
3.3 MODELAMIENTO DE DATOS EXPERIMENTALES.....	43

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	44
4.1 SISTEMAS DE TRATAMIENTO.....	44
4.2 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS.....	45
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	77
5.1 VALIDACIÓN DE LA HIPÓTESIS.....	78
5.2 RECOMENDACIONES.....	78
REFERENCIAS.....	79
APÉNDICE I. DATOS EXPERIMENTALES.....	86

GLOSARIO

- **Ácidos nucleicos.** Biomoléculas que están formadas por secuencia de nucleótidos, cada nucleótido está formado por un fosfato, un azúcar y una base nitrogenada.
- **Aguas residuales.** En su aceptación más amplia es el agua suministrada a una población que habiéndose aprovechado para diversos usos ha quedado contaminada.
- **Bacterias.** Microorganismos menores a 5 micrómetros, generalmente no pigmentados los cuales se reproducen asexualmente, pudiendo existir en la naturaleza autótrofos y heterótrofos.
- **Biodigestor.** Reactor o contenedor donde una masa de agua relativamente poco profunda, es contenida; El reactor puede ser un estanque de tierra de configuración controlada para el tratamiento de agua residual.
- **Carga orgánica superficial.** Relación entre el producto del gasto por la concentración de DBO₅ total entre el área superficial del estanque, se expresa en kilogramos de DBO₅ total / hectárea día.
- **Coliformes.** Es un grupo formado por bacterias anaerobias facultativas Gram-negativas, no formadoras de esporas que degradan la lactosa.
- **Coloides.** Sólidos finamente divididos que no se sedimentan pero que pueden ser separados por coagulación o por acción bioquímica.
- **Conductividad eléctrica.** Es una medida de la habilidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Puede medirse en Siemens o en mili o micromho por centímetro o metro.
- **Cono Imhoff.** Instrumento que permite medir la concentración de sólidos sedimentables en una solución.

- **Hidrófitas.** Plantas acuáticas que se encuentran ampliamente distribuidas en el mundo, crecen asociadas a cuerpos de agua ricos en nutrientes o en suelos que están cubiertos con agua durante la mayor parte de la temporada de crecimiento.
- **Materia orgánica.** Combinación de carbono, hidrógeno y oxígeno, junto con azufre, Fósforo y Hierro, los principales grupos de sustancias orgánicas en las aguas residuales son las proteínas, carbohidratos y lípidos.
- **Microcosmos.** Ecosistemas experimentales adaptados a un laboratorio, que simulan condiciones ambientales controladas.
- **Nitratos.** Es la parte asimilable del nitrógeno por parte de las plantas o autótrofos.
- **NMP.** Expresión estadística para estimar el número de células en un cultivo, significa número más probable.
- **Ortofosfatos.** Es la parte asimilable del fósforo por parte de los microorganismos.
- **Oxígeno disuelto.** Es la cantidad de oxígeno presente en el agua, en forma disuelta la solubilidad del oxígeno disuelto está regida por la solubilidad, su presión parcial en la atmósfera, la temperatura y el grado de pureza del agua.
- **Rizoma.** Espacio anular de las raíces y el suelo circundante.
- **Sedimentador.** Sistema que permite la captación de sólidos suspendidos en el agua residual.
- **Sólidos disueltos.** Sólidos que están en solución.

- **Sólidos sedimentables.** Sólidos suspendidos que se asientan en el agua, aguas residuales u otro líquido en reposo en un período de tiempo razonable, tal tiempo se considera arbitrariamente. Se emplea el cono Imhoff generalmente para su medición.
- **Sólidos suspendidos.** Es la cantidad de material que se deposita al filtrar cierta cantidad de agua, aguas residuales u otro líquido a través de una capa de asbesto en un crisol Gooch.
- **Termoclina.** Comportamiento de la temperatura en relación a la profundidad de un cuerpo de agua.

ABREVIATURAS

Las abreviaturas comunes en este volumen se muestran en la siguiente lista. A menos que se indique, no existe diferenciación entre singular y plural.

A_H = Área superficial, m^2

B_1 = Ordenada al origen

b = Pendiente

$C(w)$ (w) $B(1')$ Clima templado subhúmedo con lluvias en verano según García (1981)

C_e = Concentración de demanda bioquímica de oxígeno total del efluente, mg / L

C_o = Concentración de demanda bioquímica de oxígeno total del influente, mg / L

CO_2 = Anhídrido carbónico

$^{\circ}C$ = Grados Celsius

d = Profundidad, m

DBO_5 = Demanda bioquímica de oxígeno total, mg / L

DQO = Demanda química de oxígeno total, mg / L

FLS = Humedal de flujo libre superficial

FS = Humedal de flujo subsuperficial

K = Conductividad eléctrica, Siemens cm^{-1} , $mmho\ cm^{-1}$

K_t = Constante de degradación bacteriana, m / d

K_t = Constante de degradación de materia orgánica dependiente de la temperatura, d^{-1}

K_{20} = Constante de remoción de materia orgánica a $20^{\circ}C$, d^{-1}

L/s = Litro por segundo

\ln = Logaritmo natural

m = Metro

m^2 = Metro cuadrado

m^3 = Metro cúbico

mg/L = Miligramos por litro

$Mmho/m$ = Micromho por metro (unidad de conductancia)

MZR = Método de la zona de la raíz

N = Nitrógeno

$N.M.A.$ = nivel máximo del agua

NH_2 = Nitrógeno amoniacal
NMP = Número más probable
 NO_2^- = Nitritos
 NO_3^- = Nitratos
NTK = Nitrógeno total Kjeldahl
 N_{total} = Nitrógeno total
P = Fósforo
 pH = Potencial de hidrógeno
 PH_3 = Fosfina
 PO^{3-} = Fosfito
PVC = Cloruro de polivinilo
Q = Gasto, $\text{m}^3 / \text{día}$
 r^2 = Correlación estandarizada
SAR = Relación de adsorción de sodio
SST = Sólidos suspendidos totales, mg / L
T = Temperatura, $^{\circ}\text{C}$
TRH = Tiempo de residencia hidráulico
U T J = Unidades de turbidez Jackson
UV = Ultravioleta
x = Correlación estadística
y = Estimación lineal

Índice de tablas

Tabla 1-1. Primeros sistemas utilizados en la aplicación de aguas residuales sobre terrenos (Metcalf y Eddy,1992).....	9
Tabla 1-2. Nutrimientos suplementarios para soportar la actividad biológica en el humedal (Rico,1990).....	16
Tabla 3-1. Ubicación de los puntos de muestreo.....	32
Tabla 4-1. Valores de conductividad (mho/cm) del sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México.....	48
Tabla 4-2. Valores de pH en el sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hgo.....	50
Tabla 4-3. Eficiencias de remoción de DBO ₅ total en el sistema estudiado.....	53
Tabla 4-4. Caracterización de los humedales artificiales con distintos tipos de efluentes....	56
Tabla 4-5. Balance en las concentraciones del nitrógeno del sistema de tratamiento	59
Tabla 4-6. Valores de ortofosfatos (mg/L), en el sistema de tratamiento de aguas residuales del rastro de Pachuca, Hgo. México.....	64
Tabla 4-7. Valores de sólidos suspendidos, sedimentables, disueltos y totales (mg/L), del sistema de humedales del rastro de Pachuca, Hgo., México.....	66
Tabla 4-8. Disminución de coliformes totales y fecales en el sistema de tratamiento.....	70
Tabla 4-9. Disminución de bacterias patógenas en el sistema de tratamiento.....	72

Índice de Figuras

Fig. 1-1. Corte longitudinal de un sistema de flujo libre superficial (N.M.A.=100mm).....	14
Fig. 1-2. Corte longitudinal de un sistema de flujo subsuperficial.....	14
Fig. 1-3. Número de cabezas sacrificadas en México de ganado bovino y porcino (INEGI, 2000).....	19
Fig. 1-4. Valor en miles de pesos corrientes por venta de carne en canal en los últimos seis años (INEGI, 2000).....	20
Fig. 1-5. Volumen producido de carne en canal por año (INEGI, 2000).....	21

Fig. 2-1. Planta o sistema de tratamiento de aguas residuales mediante una laguna anaerobia y un lecho de humedales.....	27
Fig. 2-2. Corte longitudinal de un sedimentador y de la laguna anaerobia de alta carga orgánica.....	28
Fig. 2-3. Corte longitudinal del lecho de humedales.....	29
Fig. 2-4. Corte transversal del lecho de humedales.....	30
Fig. 3-1. Diagrama de bloques del sistema de tratamiento.....	33
Fig. 4-1. Gráfica que muestra la temperatura del agua en el sistema de tratamiento.....	47
Fig. 4-2. Gráfica que muestra la elevada capacidad de los humedales artificiales para oxigenar el efluente (punto 4 de muestreo).....	49
Fig. 4-3. Correlación que muestra la variabilidad de la DBO5 total de entrada (M1), con respecto al tiempo.....	51
Fig. 4-4. Datos de demanda bioquímica de oxígeno en el sistema de tratamiento de aguas residuales.....	52
Fig. 4-5. Reducción de la DBO5 total global.....	53
Fig. 4-6. Valores de la demanda bioquímica de oxígeno en el sistema de tratamiento.....	57
Fig. 4-7. Remoción de la DQO con respecto al punto de muestreo del sistema de tratamiento.....	58
Fig. 4-8. Disminución del nitrógeno orgánico a lo largo del sistema de tratamiento.....	61
Fig. 4-9. Variación de la concentración de nitrógeno amoniacal en el sistema de tratamiento.....	62
Fig. 4-10. Variación en la concentración de nitratos en el sistema de tratamiento.....	63
Fig. 4-11. Remoción porcentual de sólidos suspendidos totales.....	68

RESUMEN

Se analizó el comportamiento de un reactor basado en el método de la zona de la raíz (MZR) o humedales artificiales, como una alternativa al tratamiento de las aguas de desecho procedentes del sector de producción de carne con un contenido de materia orgánica biodegradable elevada (2500 mg DBO₅ total/L). El sistema constaba de un biodigestor cuya función fue la de un tanque de sedimentación, de un estanque anaerobio de estabilización y de un humedal artificial de 1200 m² de superficie, relleno con grava y sembrado al azar con *Phragmites australis*, *Thypha latifolia* y *Scirpus* sp. con una densidad de 4 plantas por m². El periodo de muestreo comprendió de agosto de 1994 a julio de 1995. Los datos experimentales físicoquímicos y microbiológicos obtenidos usando los métodos estándar fueron modelados usando dos criterios de diseño para humedales artificiales, con objeto de determinar la constante de degradación de materia orgánica. Se introdujeron además datos experimentales de literatura para corroborar el valor de la constante obtenida en esta investigación. Los parámetros físicoquímicos fueron la demanda bioquímica de oxígeno total en cinco días (DBO₅), la demanda química de oxígeno total (DQO), los sólidos en sus cuatro modalidades, disueltos, sedimentables, suspendidos y totales, así como los macronutrientes: ortofosfatos, nitratos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico. Los parámetros de campo medidos fueron el pH, oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica y la temperatura ambiental y del agua. Por último, se evaluaron organismos bacteriológicos como: coliformes fecales, coliformes totales y patógenos como *Salmonella* sp., *Vibrio cholerae* y *Shigella* sp., determinados con los métodos estándar con algunas modificaciones en cuanto al tiempo de muestreo. El valor numérico de la constante de degradación de la materia orgánica promedio fue de 1.6 d⁻¹ mostrando similitud con los valores reportados por otros autores. La eficiencia de remoción medida como DBO₅ total fue de 97% en la etapa estable del muestreo. Asimismo, la DQO, presentó una máxima remoción de 97% después de febrero de 1995. El nitrógeno orgánico, por su parte, fue removido del sistema hasta en un 100% a partir de febrero de 1995. Para el nitrógeno amoniacal, se tuvieron altas variaciones en el sistema de tratamiento, que fueron de 0.58 a 63.64%, en sólo tres meses. Con relación a los nitratos, éstos tuvieron valores mínimos de 0.07 mg/L y máximos de 4.30 mg/L. Los ortofosfatos tuvieron poca representatividad en el

sistema de tratamiento, llegando incluso a incrementar su contenido a la salida. Por lo que respecta a los sólidos suspendidos, sedimentables, disueltos y totales, manifestaron remociones considerables en el sistema de tratamiento alcanzando niveles de 100% para los sólidos suspendidos y 60% para los totales. En relación con la eliminación de los coliformes fecales y totales se obtuvieron tasas de eliminación de 8 en escala logarítmica al final del estudio. La detección de algunos patógenos bacterianos indicó que *Shigella* sp., *Vibrio cholerae* y *Salmonella* sp., estuvieron presentes en el efluente durante los primeros cuatro meses de operación, pero después fueron eliminados, logrando sobrevivir al proceso de tratamiento sólo *Salmonella* sp.

ABSTRACT

An assessment study of the root-zone method system (RZM) as an alternative for the treatment of wastewater (2500mg BOD₅ total /L) coming from a slaughter house at Pachuca City, in the state of Hidalgo, México, was carried out. The system consists of a biodigestor functioning as a settling tank for the removal of gross solids (primary treatment), an anaerobic pond, and an artificially-constructed wetland of 1200 m² of surface area, with gravel and randomly planted with *Phragmites australis*, *Thypha latifolia* and *Scirpus* sp. at a density of 4 plants per m². Physicochemical and microbiological analyses were done according with Standard Methods. Data taken from the sampling period from August 1994 to July 1995, were modeled using two design criteria for artificial wetlands, in order to determine the organic matter degradation constant. Total biochemical oxygen demand (BOD₅), total chemical oxygen demand (COD), solids in their four kinds, dissolved, sedimentable, suspended, and total solids, as well as orthophosphates, nitrates, nitrites, ammonia, and organic nitrogen were the physico-chemical parameters measured. Water and environmental air temperatures, pH, dissolved oxygen, and electrical conductivity field data were also measured. At last, fecal and total coliforms, and pathogens like *Salmonella* sp., *Vibrio cholerae* and *Shigella* sp. were the microbiological parameters taken. The constant for organic matter degradation obtained was 1.6 d⁻¹, that had a similar order of magnitude as other data found in the literature. The total biochemical oxygen demand (BOD₅) removal concentrations were up to 97% once steady state was reached. On the other hand, total chemical oxygen demand (COD) showed its maximum removal rates since February 1995 with 97% and keeping constant along the study period. Organic nitrogen was removed from the system in a 100%, watching this phenomenon after February 1995. Ammonia nitrogen was one of the parameters that showed high differences in the treatment system, with removal rates, from 0.58 to 63.54% in only 3 months. The next parameter studied were the nitrates, which had minimal values of 0.07 mg/L and maximum values of 4.30 mg/L. About the nutrients, the orthophosphates had little representatively in the wetland treatment system, even increasing its content in the effluent. Concerning suspended, sedimentable, dissolved, and total solids, they had considerable removal rates in the treatment system, up to 100% for the suspended solids, and 60% for the total solids. With respect to fecal and

total coliforms, data showed that, even though the wetland has not gotten its total development, removal rates were up to 8 logarithmic scale. Pathogens presence during the first months of operation was assessed, but most of them disappeared, with the exception of *Salmonella* sp. that could not be completely eliminated.

I. INTRODUCCIÓN

El crecimiento demográfico y el desarrollo industrial han provocado la contaminación y la sobreexplotación de las fuentes de agua en algunas regiones del país. Por ello, el aprovechamiento de las aguas residuales es una alternativa que permite satisfacer demandas que no requieren calidad de agua potable. Sin embargo, por los riesgos sanitarios que implica esta práctica se requiere de un tratamiento previo de los efluentes antes de su aprovechamiento (Rico, 1990; Bitton, 1994).

El tratamiento de las aguas residuales puede llevarse a cabo por distintos métodos entre los que destacan los de tipo biológico como los lodos activados, los filtros rociadores, los discos biológicos y las lagunas de estabilización. Los tres primeros sistemas, aunque eficientes, requieren de la operación y mantenimiento realizado por técnicos calificados, además de presentar altos costos de construcción, operación y mantenimiento. Con relación a las lagunas de estabilización éstas presentan ciertas ventajas como: bajo costo de construcción, adecuadas en la remoción de nutrientes y patógenos, así como mantenimiento sencillo. Sin embargo, presentan algunos problemas entre los que destacan: Tiempo prolongado de residencia hidráulica, lo que conlleva a ocupar grandes extensiones de terreno, son poco estéticas y promueven la proliferación de mosquitos transmisores de enfermedades y presencia de malos olores (Rico, 1990; López, 1999).

Los humedales artificiales o método de la zona de la raíz, al igual que las lagunas de estabilización, constituyen una alternativa de tratamiento de aguas residuales de bajo costo y fácil operación para los países en vías de desarrollo y el mundo, en general, ya que obtienen eficiencias equivalentes a los sistemas convencionales de tratamiento (Wolverton, 1987; Giersberg *et al.*, 1986).

Desgraciadamente para México, el uso del método de la zona de la raíz se perdió después de la conquista española y no se ha utilizado a pesar de las enormes ventajas que representa. Sin embargo, en otros países, tales como Alemania, Inglaterra y los Estados

Unidos de América, estos sistemas se encuentran funcionando desde hace aproximadamente 20 años (Rivera *et al.*, 1995).

Por ello, resulta prioritario resaltar la importancia de instrumentar sistemas alternos como el método de la zona de la raíz y con ello plantear una solución viable al problema del tratamiento de aguas residuales en México.

1.1 Principios, ventajas y aplicaciones

El método de la zona de la raíz tiene como principio que la rizosfera permite el desarrollo de una gran variedad de microorganismos como bacterias, protozoos y hongos, los cuales habitan en el espacio de suelo y agua que circunda las raíces y sobre la propia raíz. Además, la rizosfera recibe un aporte continuo de oxígeno que proviene del sistema vascular de los tallos y las hojas de las plantas semiacuáticas (Rivera *et al.*, 1997; Sun *et al.*, 1998a; Fenoglio-Limón *et al.*, 2001).

Por otra parte, el crecimiento de las raíces y rizomas mantiene la porosidad del lecho, facilitando el flujo continuo de desechos líquidos a través de todo el sistema. De esta manera, las áreas circundantes a las raíces son aerobias mientras que las más alejadas de ellas son anaerobias, resumiéndose todo esto en un sistema de depuración efectuado, tanto por organismos aerobios como anaerobios (Rivera *et al.*, 1997).

El método de la zona de la raíz presenta una gran potencial para ser utilizado como tratamiento primario y secundario o, mejor aún, como tratamiento terciario de las aguas de desecho en nuestro país (Rivera *et al.*, 1997). Además, es un sistema altamente eficiente para eliminar virus, bacterias, protozoos y helmintos patógenos.

La aplicación natural de estos sistemas comprende muchos tipos de vegetación acuática y semiacuática que han sido investigados en cultivos artificiales, obteniéndose buenos resultados. Estos sistemas difieren de los demás métodos con relación a su

operación como las lagunas de oxidación (Wolverton, 1983), teniéndose los siguientes beneficios:

- El sistema es altamente eficiente para eliminar bacterias y otros patógenos, en forma casi completa, aunque todavía no se cumple con los requerimientos legales (Millán-Hernández, 2000).
- Manejados y diseñados adecuadamente no producen malos olores.
- La acumulación a largo plazo de metales pesados o compuestos tóxicos en la vegetación de los humedales o sedimentos puede reducir su dispersión en la naturaleza.
- El sistema ofrece un aspecto agradable y puede constituir una reserva para la vida silvestre.
- Tienen una construcción simple y pueden no requerir de equipo mecánico y eléctrico.
- Se pueden combinar con otros sistemas de tratamiento para mejorar su rendimiento.
- Tienen bajos requerimientos de mantenimiento.
- Son sistemas muy económicos.
- No necesitan de personal altamente calificado para su atención.
- No requieren efluente continuo.
- Se adapta muy bien a las condiciones de México.

Sin embargo, puede presentar ciertos problemas entre los que destacan:

- Tiempo prolongado de adaptación y desarrollo para aumentar su eficiencia depuradora.

- Posibilidad de parasitismo en las plantas.
- Requieren mucho espacio y si los terrenos son caros o no están disponibles, es incosteable su instalación.
- Sensibilidad de las plantas a la contaminación química, tanto la atmosférica como la del agua residual que reciben.

1.2 Principios de la tecnología

Los humedales artificiales, como hoy en día se conocen, entre muchos otros nombres (Miranda, 2000), han sufrido modificaciones importantes a lo largo del tiempo en lo referente a la aplicación, construcción y funcionamiento. Antiguamente, estos sistemas los conformaba la utilización del suelo, sin ninguna distinción en cuanto a su composición físicoquímica o biológica al cual eran vertidas las aguas residuales en forma de riego. La evidencia en la utilización de terreno para el tratamiento de aguas residuales se remonta a la antigua Atenas 1000 años a.C. (Metcalf y Eddy, 1992), donde los terrenos eran inundados con agua residual sin ningún tratamiento previo. También se sabe que un sistema de regadío con agua residual estuvo en funcionamiento durante 300 años, en Bunzlau, Alemania desde 1559 (tabla 1-1).

En el año 1870 se reconoció a la práctica del uso de humedales en Inglaterra como una forma de tratamiento aceptable con beneficios directos en la agricultura. Sin embargo, al expandirse las zonas urbanas y disponerse de procesos de tratamiento intensivos, poco a poco se fueron abandonando muchos de estos sistemas a causa de las presiones ejercidas para urbanizar el suelo (Metcalf y Eddy, 1992). Lo anterior ha llevado a decir que existen tres procesos principales en la aplicación del terreno para tratar el agua residual: riego, regadío por infiltración rápida y corrientes superficiales.

Riego. El riego es la técnica más común en la aplicación al terreno e implica el suministro del efluente al terreno para su tratamiento y para proporcionar agroproductos que

requieren ciertos compuestos para el desarrollo adecuado de las plantas. El efluente aplicado recibe un tratamiento por medios físicos, químicos y biológicos al infiltrarse en el suelo. El efluente puede aplicarse en los cultivos u otro tipo de vegetación (incluyendo bosques) tanto por aspersión como por técnicas superficiales como la gravedad. La obtención de un beneficio económico en la reutilización de este tipo de aguas adquiere gran interés cuando su uso es el del riego de céspedes, parques o campos de golf y en la preservación y desarrollo de áreas verdes y espacios abiertos, siempre que no contengan sustancias tóxicas o dañinas para la salud humana y de otros seres vivos (Tabla 1-1).

Tabla 1-1. Primeros sistemas utilizados en la aplicación de aguas residuales sobre terrenos (Metcalf y Eddy, 1992)

Localidad	Fecha de comienzo	Tipo de sistema	Superficie (ha)	Caudal (m ³ /s)
Berlín, Alemania	1874	Utilización directa del agua residual	2720	n.d.
Braunschweig, Alemania	1896	Utilización directa del agua residual	4400	0.7
Leamington, Inglaterra	1870	Utilización directa del agua residual	160	0.04
Melbourne, Australia	1893	Riego	4160	2.19
Ciudad de México, México	1900	Riego	44800	24.97
París, Francia	1869	Riego	640	3.46
Calumet, EEUUA	1888	Infiltración rápida	4.8	0.05
Ely, EEUUA	1908	Riego	160	0.07
Fresno, EEUUA	1891	Riego	1600	1.14
San Antonio, EEUUA	1895	Riego	1600	0.88
Vineland, EEUUA	1901	Infiltración rápida	5.6	0.04
Woodland, EEUUA	1889	Riego	96	0.18

n.d.= no determinado

Cuando el agua de riego es un recurso escaso, los cultivos pueden regarse con tasas de aplicación de 2.5 a 7.5 cm/semana, dependiendo del cultivo y debiendo hacerse una

comparación entre el beneficio económico que se derive de la cosecha y el aumento de costo del terreno y del sistema de distribución (Metcalf y Eddy, 1992).

Infiltración rápida. En el sistema de infiltración rápida, el efluente se aplica al suelo a tasas de 10 a 210 cm/semana, tanto por extensión como por aspersión; de esta manera el tratamiento se produce al circular el agua a la matriz del suelo. El objetivo de estos sistemas pueden incluir: 1) Recarga de acuíferos 2) Tratamiento natural seguido de la extracción por bombeo o por drenaje para su recuperación y 3) Tratamiento natural con agua renovada que se desplaza vertical y lateralmente en el suelo recargando una corriente de agua superficial.

Corrientes superficiales. Es esencialmente un proceso de tratamiento biológico en el cual el agua residual se aplica a terrazas dispuestas en pendiente desde donde fluye el agua través de la superficie vegetal hasta unas zanjas donde es recogida. La renovación del agua se lleva a cabo por medios físicos, químicos y biológicos al fluir el agua residual en una delgada lámina sobre la pendiente relativamente impermeable con un tiempo de residencia de 3.5 días (Metcalf y Eddy, 1992).

Otros sistemas. El uso de tierras pantanosas o humedales para el tratamiento de aguas residuales ha acaparado la atención recientemente, por la gran extensión de tierras pantanosas y marismas existentes y por su capacidad para modificar la calidad del agua. El tratamiento se fue dando a través de los lechos confinados donde su papel en la remoción de materia orgánica y nutrimentos es fundamental (Sun *et al.*, 1998b).

Materia orgánica. El suelo es un sistema de tratamiento biológico muy efectivo en la eliminación de la materia orgánica (Bastian *et al.*, 1993). Ésta es filtrada por la hierba, el mantillo y la capa superficial del suelo y es reducida por oxidación biológica. Dado que las altas cargas orgánicas pueden crear condiciones anaerobias en la matriz del suelo y con ello se da lugar a la producción de malos olores, es conveniente un ciclo de cargas intermitentes,

lo que permite que el aire penetre en el suelo y suministre oxígeno a las bacterias que oxidan la materia orgánica (López, 1999).

Nitrógeno. El nitrógeno puede eliminarse en los lechos confinados a través de la incorporación de este elemento a la planta, o bien por desnitrificación. La infiltración rápida permite que la eliminación de nitrógeno pueda realizarse empleando ciclos de inundación relativamente largos, o bien utilizando agua residual de alto contenido de DBO total para crear las condiciones anaerobias (Reed *et al.*, 1995).

Fósforo. Los procesos principales de eliminación del fósforo en sistemas de aplicación al terreno son la precipitación y la adsorción química, aunque las plantas también captan cantidades importantes de este elemento. El fósforo, que se presenta principalmente en forma de ortofosfatos, es absorbido por los minerales de arcilla y por fracciones orgánicas de suelo presentes en la matriz del terreno. La precipitación química con calcio (a valores del pH desde neutros a alcalinos) y con hierro o aluminio (a valores ácidos del pH) se produce a una velocidad más lenta que la adsorción, pero igualmente importante. El fósforo absorbido puede quedar firmemente retenido y es, generalmente, resistente a la lixiviación. La eliminación del fósforo depende del tipo de sistema de aplicación al terreno utilizado (Jong, 1990).

Cationes intercambiables. Los cationes intercambiables, particularmente los iones de sodio, calcio y magnesio, merecen especial atención, porque las altas concentraciones de sodio en suelos de naturaleza arcillosa dispersan las partículas del suelo y disminuyen su permeabilidad. Para determinar niveles de riesgo por sodio, el Departamento de Agricultura y Salinidad del Suelo de los Estados Unidos, desarrolló la relación de adsorción de sodio en suelo (SAR), que se define como:

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}} \quad (1-1)$$

donde: Na = sodio, meq/L

Ca = calcio, meq/ L

Mg = magnesio, meq/L

Los valores altos de SAR (> de 9), pueden afectar adversamente la permeabilidad de los suelos de textura fina. Ocasionalmente, las altas concentraciones de sodio en el suelo pueden ser tóxicas para las plantas, aunque los efectos sobre permeabilidad se producen generalmente primero.

Elementos traza. Aunque muchos de los elementos a nivel de traza son esenciales para el crecimiento de las plantas en general, algunos son tóxicos a concentraciones mayores, tanto para la vida de las plantas como para los microorganismos. La retención en la matriz del suelo de los elementos a nivel de trazas especialmente de los metales pesados, se produce principalmente a través de la adsorción (el término incluye las reacciones de adsorción y de precipitación) y del intercambio iónico. La capacidad de retención para la mayoría de los metales en la mayor parte de los suelos, es generalmente alta, especialmente para valores de pH por encima de 7. En condiciones de pH bajos, algunos metales pueden ser lixiviados (Metcalf y Eddy, 1992).

Microorganismos. Los mecanismos de eliminación de las bacterias comunes a la mayoría de los métodos de aplicación al terreno incluyen la retención, la muerte, la sedimentación y la adsorción. En los sistemas de riego por aspersión de agua residual, algunas bacterias son interceptadas por la vegetación, donde son eliminadas por desecación, muerte y la acción de los depredadores (Rivera *et al.*, 1995).

1.3 Aplicación de los humedales para tratar aguas residuales domésticas

La aplicación de los humedales incluye el tratamiento de aguas residuales domésticas, municipales, comerciales, industriales, desechos agrícolas y residuos mineros. Con respecto a la utilización de humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales se pueden distinguir dos sistemas, los de flujo subsuperficial FS (Fig. 1-1) y los de flujo libre superficial FLS (Fig. 1-2). Los primeros han tenido una mayor aceptación para tratar las aguas residuales domésticas, debido a que en los segundos, los mosquitos pueden proliferar de forma muy rápida debido a las condiciones de fácil acceso en el consumo de oxígeno atmosférico y presencia de alimento para las larvas de dípteros, ocasionando con ello un problema en la salud de las personas que habitan en las cercanías de las comunidades (Reed *et al.*, 1995).

Estos dos sistemas son importantes en la remoción de nitrógeno debido a que las plantas que pertenecen al género *Phragmites* y *Scirpus* consumen este elemento en forma de nitratos. Asimismo, es importante un adecuado diseño de estos sistemas ya que si el área en el humedal artificial no es la correcta, los nutrimentos no serían removidos eficientemente. Cabe mencionar que mientras *Thypha* requiere una profundidad de 30 cm en el lecho, *Phragmites* y *Scirpus* requieren 60 cm de profundidad. Se ha reportado que para remover el nitrógeno no necesariamente se requiere estos tipos de plantas sino que las plantas ornamentales proporcionan buenos resultados (López, 1999).

1.4 Aplicación de los humedales para tratar aguas residuales municipales

En el desarrollo de los humedales artificiales, ya sean los de flujo libre superficial (FLS) o flujo subsuperficial (FS), el adecuado funcionamiento de ellos depende de su buen diseño, donde el gasto a tratar, ubicación del humedal y gastos de construcción constituyen factores primordiales. De esta forma, los humedales de flujo subsuperficial (FS) obtienen excelentes resultados en la remoción de demanda bioquímica de oxígeno y en la remoción de

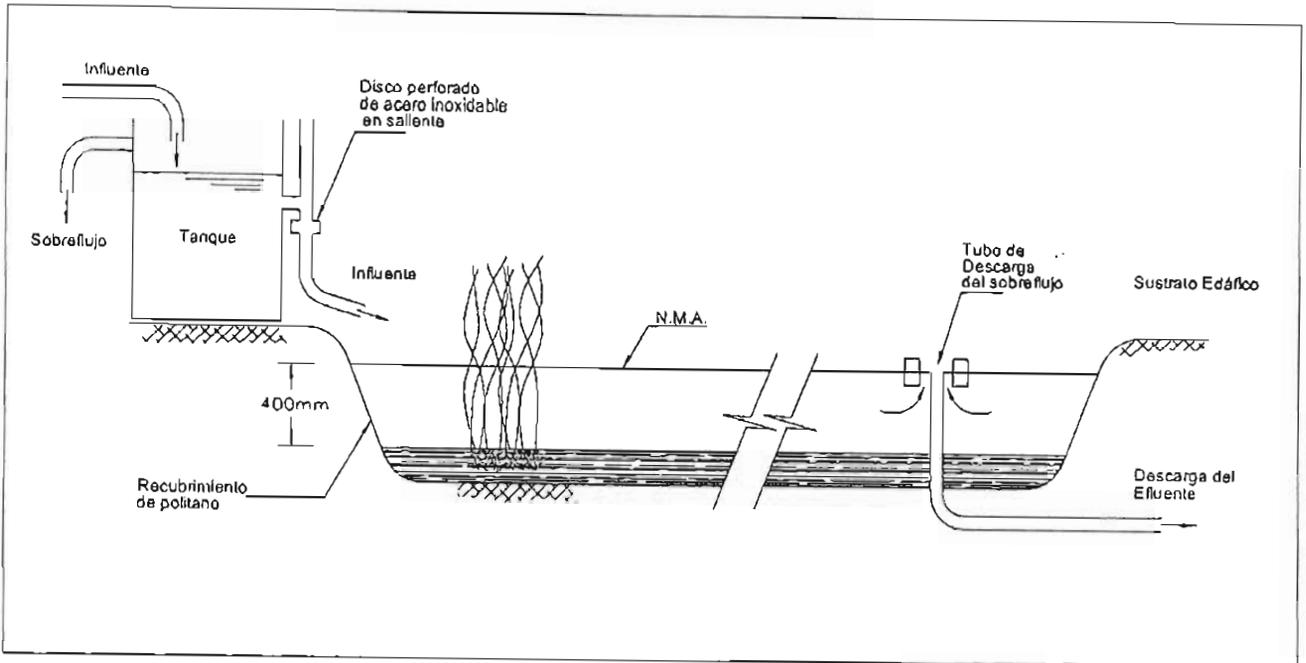


Fig. 1-1 Corte longitudinal de un sistema de flujo libre superficial

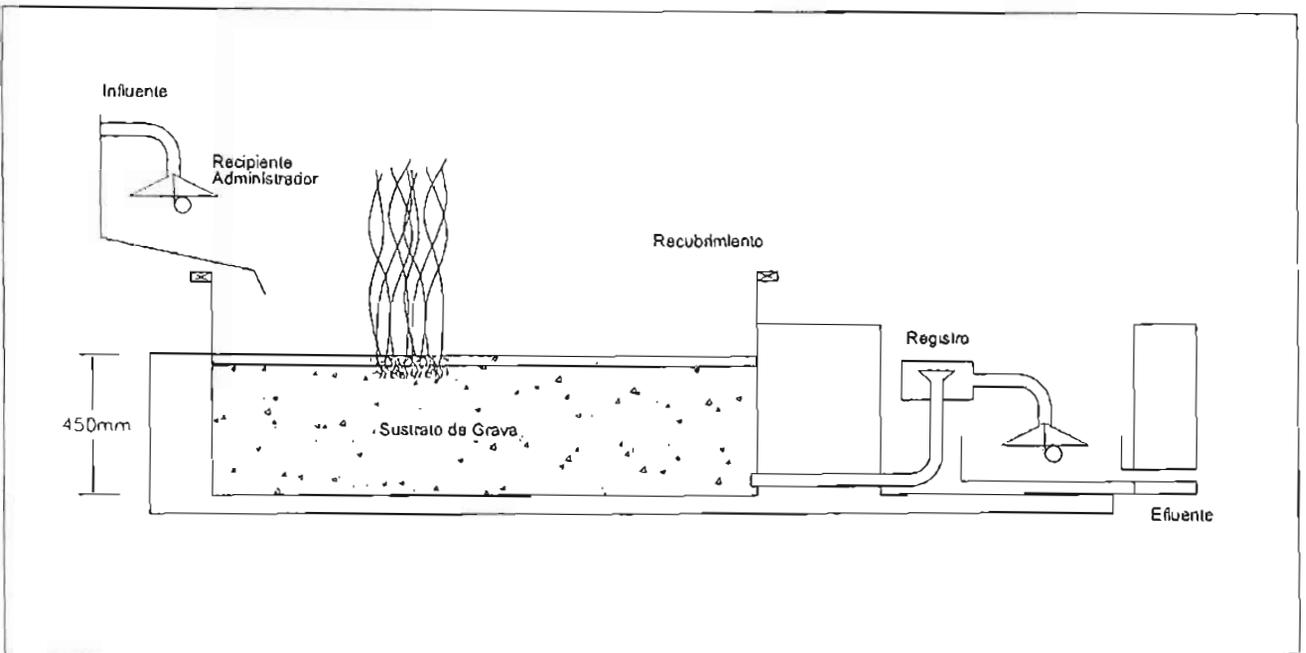


Fig.1-2 Corte longitudinal de un sistema de flujo Subsuperficial.

nitrógeno, además de que su área total es más pequeña que los de flujo libre superficial (FLS).

Sin embargo, en algunos casos, los costos se disminuyen en los segundos debido a que se tratan los efluentes en zonas inundadas, repercutiendo esta decisión en la disminución de costos de terreno, adquisición de material, transporte y el uso de la grava con la granulometría específica para los lechos. Se puede decir que, en lo referente a la remoción de nitrógeno presente en aguas residuales municipales, las especies que mejor responden son las pertenecientes a los géneros *Phragmites* y *Scirpus*, para los sistemas de flujo subsuperficial, mientras que *Thypha* es más recomendable para los sistemas de flujo superficial. Esta observación la realizaron Hawkins *et al.* (1998) y está fundada en la profundidad de enraizamiento de las plantas, así como en el uso de filtros nitrificantes de juncos que son considerados una buena alternativa para disminuir el nitrógeno amoniacal en efluentes municipales.

Es importante mencionar que la incorporación de nuevos flujos de agua residual en dichos sistemas tienen una repercusión en el incremento del tiempo de residencia hidráulica y con ello una menor transferencia de oxígeno en la zona de los lechos. El uso de plantas emergentes en los humedales superficiales como el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), se debe elegir con cuidado ya que estas especies tienden a disminuir la transferencia de oxígeno atmosférico al sistema de tratamiento y ocasionar importantes zonas anóxicas en los lechos.

A grandes rasgos se puede decir que los sistemas de flujo subsuperficial han ido ganando terreno sobre los sistemas de flujo libre superficial, debido a su elevada capacidad en la remoción de demanda bioquímica de oxígeno y en la remoción de nitrógeno, principalmente en Canadá y los Estados Unidos de América. Asimismo son un importante ecosistema para el desarrollo de la vida silvestre (Reed *et al.*, 1995).

1.5 Aplicación de los humedales para tratar aguas residuales comerciales e industriales

En relación con los humedales artificiales, tanto los de tipo FLS, como los FS, han sido aplicados para tratar aguas residuales comerciales e industriales dependiendo de las condiciones que fueron descritas con anterioridad (Fauker y Richardson, 1989). La caracterización de las aguas residuales comerciales e industriales es especialmente importante. Esto se debe a que pueden presentar altas variaciones en su composición química y biológica, disminución en nutrientes y valores altos o bajos en el pH, además de que pueden contener sustancias muy tóxicas que inhiben el tratamiento biológico en el humedal (Reed *et al.*, 1995). Es necesario, por ejemplo, proveer de nutrientes suplementarios para soportar la actividad biológica en el humedal ya que estos nutrientes y micronutrientes son esenciales para la oxidación biológica (ver Tabla 1-2).

Tabla 1-2. Nutrientes suplementarios para soportar la actividad biológica en el humedal (Rico, 1990)

Parámetros	Concentración (mg/L)
Nitrógeno	0.043
Fósforo	0.006
Manganeso	10×10^{-5}
Cobre	14.6×10^{-5}
Zinc	16×10^{-5}
Molibdeno	43×10^{-5}
Selenio	14×10^{-10}
Magnesio	30×10^{-4}
Cobalto	13×10^{-5}
Calcio	62×10^{-4}
Sodio	5×10^{-3}
Potasio	45×10^{-4}
Hierro	12×10^{-3}

Asimismo, las altas concentraciones de contaminantes en las aguas residuales industriales están sujetas generalmente a un tratamiento previo antes de pasar al humedal. La construcción de humedales artificiales, en general, han sido principalmente para el tratamiento de efluentes del procesamiento de celulosa, refinerías de petróleo, productos químicos, procesamiento de alimentos y dragado de minas. En muchos de los casos estos humedales han estado complementados por otros tipos de tratamiento fisicoquímico previos para que tengan una optimación en la remoción de contaminantes primarios (Metcalf y Eddy, 1992).

La utilización de sistemas de humedales artificiales en los Estados Unidos de América para el tratamiento de dragado de minas ha tenido un incremento en los últimos años. En algunos casos han tenido extraordinarios beneficios. Sin embargo, se debe tener cuidado de mantener moderado el pH del agua residual (6-8). Los humedales artificiales que mejor aceptación han tenido han sido los de flujo libre superficial (FLS), por el hecho de que poseen un gran potencial de condiciones aerobias en el sistema, dando por resultado la precipitación de iones (Johnston, 1993).

1.6 Aplicación de los humedales para tratar aguas residuales de los mataderos

La aplicación de los humedales artificiales en el tratamiento de aguas residuales de mataderos municipales, no está muy documentada. Se estima, por lo tanto, que estos efluentes son tratados en su conjunto como aguas residuales municipales ya que el impacto ambiental que representan no se cita en referencias nacionales ni internacionales. Sin embargo, existen algunos trabajos citados por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (1986), donde en Masaya, Nicaragua, se desarrolló un tratamiento de residuos sólidos en un matadero municipal financiado por la Comunidad Europea donde los desechos sólidos de un matadero municipal fueron tratados por el método de "composta".

Este proyecto consistía en recolectar todos los residuos sólidos del matadero como pelo, tejido adiposo, pezuñas, sangre, etc., los cuales eran vertidos en un 40% del volumen

de lechos de 3 m de ancho por 100 m de largo a los cuales se les agregaba 30% de hojarasca y 30% de suelo. Por otro lado, los residuos líquidos fueron aplicados directamente al suelo agrícola.

Es importante señalar, que el producto agrícola nunca tuvo contacto directo con las aguas residuales por tratarse de árboles frutales. Sin embargo, a pesar de resultar un proyecto ingenioso, se considera que los riesgos sanitarios son muy altos, por el hecho de la gran cantidad de huevecillos de helmintos presentes en ese tipo de efluentes, además de los procesos de degradación microbiana en dichos sistemas de “composta” y riego.

Hawkins *et al.* (1998) reportaron, para los Estados Unidos de América, la utilización de los humedales artificiales, para el tratamiento de residuos porcinos. Este aspecto es muy importante ya que los valores de remoción son muy altos, dando cifras para la DBO₅ total, de un 95% y para DQO de 90% y para los SST de 89%. A pesar de que los humedales artificiales han ido ganando terreno sobre los sistemas convencionales, la aceptación de los primeros aún resulta lejana.

1.7 Mataderos y su impacto ambiental

El sacrificio de ganado bovino y porcino en los mataderos municipales representa un problema de impacto ambiental en los poblados donde se efectúa dicha actividad al no presentar regularmente un adecuado programa de tratamiento de desechos sólidos y líquidos (INEGI, 2000). Los resultados de la Figura 1-3, muestran claramente el número de cabezas sacrificadas, tanto de ganado bovino como de porcino y cómo esta actividad se ha ido incrementando en los últimos años.

Se puede decir que las entidades federativas donde se sacrifica el mayor número de cabezas para ganado bovino corresponde a los estados de Jalisco, México, Distrito Federal, Veracruz, Tabasco y Guanajuato con un 44.77% de cabezas sacrificadas y el 55.22% pertenece al resto de los estados. Con respecto a la matanza de cerdos por parte de los

rastros municipales se encuentra que, para el año 1999, el estado que más cabezas sacrificó en este rubro fue Jalisco, con 17.69%, siguiéndole México, con 14.68%, mientras que Michoacán, Puebla y Guanajuato ocuparon un 21% del sacrificio de porcinos y el restante 46.46% a los otros estados.

A pesar de que el sacrificio de ganado bovino y porcino puede variar de un año a otro como se observa en la Figura 1-3, se puede decir que el consumo de carne de estas dos especies se ha incrementado en los últimos años, dejando ganancias económicas por más de 11,800,000 millones de pesos para el ganado bovino en el año 1999 y de 6,700,000 millones de pesos para el ganado porcino en el mismo año (INEGI, 2000) (Fig. 1-4).

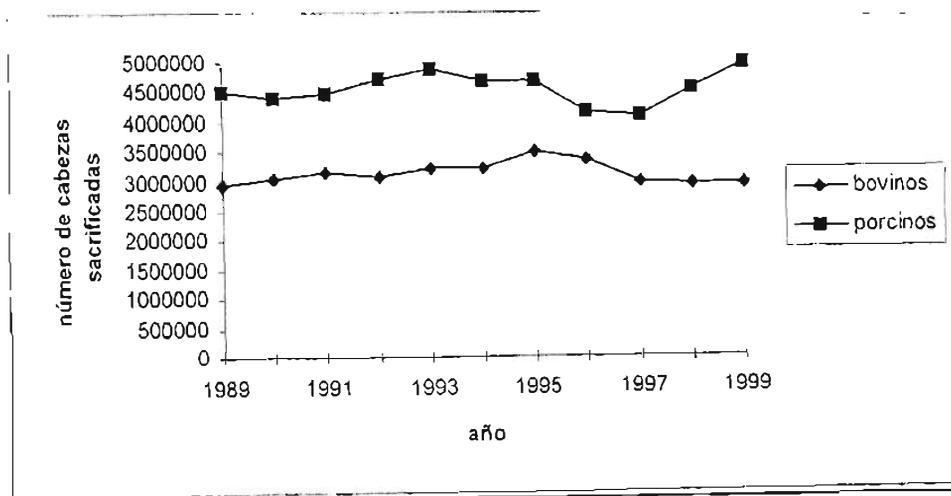


Fig. 1-3. Número de cabezas sacrificadas en México de ganado bovino y porcino (INEGI, 2000)

Sin embargo, esta derrama económica no tiene efectos significativos en la restauración o el saneamiento ambiental de los efluentes vertidos, ya que se considera que sólo el 47% de los rastros municipales cuenta con un sistema adecuado de tratamiento de aguas residuales y disposición de residuos sólidos. Si se considera que de esas plantas de tratamiento, sólo el 80% funcionan de manera eficiente, el impacto de los efluentes de los mataderos nacionales es considerable, ocasionando con ello un incremento en la concentración de la demanda bioquímica

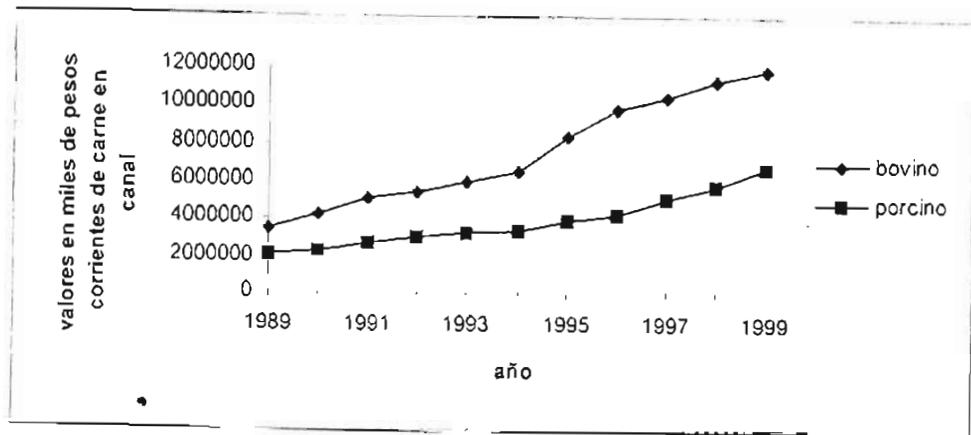


Fig.1-4. Valor en miles de pesos corrientes por venta de carne en canal en los últimos seis años (INEGI, 2000)

de oxígeno, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y también en los parámetros bacteriológicos como los organismos coliformes fecales y coliformes totales.

Asimismo, si se considera que en el sistema de alcantarillado municipal se vierte el 40% del total del peso en canal del residuo intestinal, sangre (hemoglobina), tejido adiposo (ácidos grasos) y pelo (colágeno), el problema ambiental resulta aún más complejo; repercutiendo todo ello en el incumplimiento en su momento, de la norma técnica oficial NOM-PA-CCA-022/93 (Gaceta Ecológica, 1993), en lo referente a la industria de la matanza de animales y empacados cárnicos (INEGI, 2000) (Fig.1-5).

Poniendo como ejemplo el matadero de Pachuca Hidalgo, México, que será el objeto de este estudio, el sacrificio fue de 60 bovinos y de 90 porcinos por día. Asimismo, se identifica que Hidalgo no pertenece a los estados con mayor número de cabezas sacrificadas. Sin embargo, al estudiarlo como un sistema piloto en el tratamiento de aguas residuales cuyo núcleo es un humedal artificial de flujo subsuperficial (FS), se puede plantear una solución viable a la problemática de los mataderos en México, cuya característica fundamental es la de una tecnología de fácil adquisición, construcción y mantenimiento sencillo (INEGI, 2000).

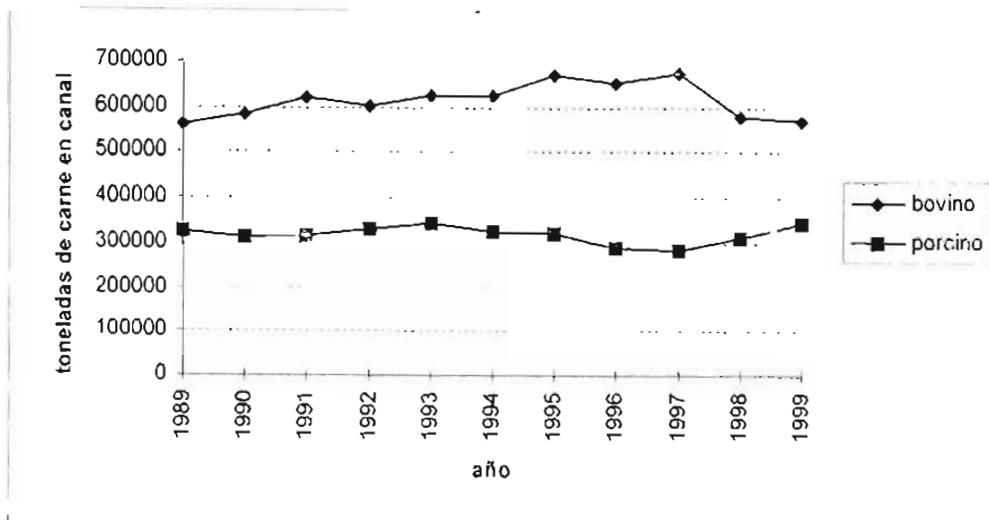


Fig. 1-5. Volumen producido de carne en canal por año (INEGI, 2000)

1.8 Modelado y diseño de humedales

En relación con los criterios de diseño en los humedales artificiales, existen dos modelos básicos para describirlos. Uno es el de Kickuth (1983) y el otro de Reed *et al* (1995). Para Kickuth (1983), se establece la siguiente ecuación:

$$A_H = \frac{Q_d [\ln(C_o / C_i)]}{K_i} \quad (1-2)$$

donde:

A_H = Es el área superficial del sistema, m^2

K_i = Es una constante de degradación de materia orgánica (0.5 para lechos de macrófitas con profundidad de 0.6 m y dependiente de la temperatura), m/d

Q_d = Gasto, m^3/d

C_o = DBO₅ total del influente, mg/L

C_i = DBO₅ total del efluente, mg/L

De forma análoga (Reed *et al.*, 1995), también establecen sus propios criterios de diseño para los sistemas de flujo subsuperficial (SF) a través de la ecuación:

$$A_s = \frac{Q[\ln(C_o / C_e)]}{K_1 (y)(n)} \quad (1-3)$$

donde:

A_s = área superficial del sistema, m^2

Q = gasto, m^3/d

C_o = DBO₅ total del influente, mg/d

C_e = DBO₅ total del efluente, mg/d

K_1 = constante de remoción de materia orgánica dependiente de la temperatura, d^{-1} :

$$K_1 = K_{20} (1.06)^{(T-20)} \quad (1-4)$$

donde:

T = temperatura promedio del mes más frío, grados centígrados

K_{20} = $0.678 d^{-1}$ = constante de remoción de materia orgánica a $20^\circ C$

y = profundidad del lecho (m)

n = porosidad del humedal entre 0.65 - 0.75, adimensional

Se considera que las diferencias en la aplicación de los dos modelos el de Kickuth (1983) y el de Reed *et al.* (1995) son básicamente que en la primera se obtiene mayor área superficial en el humedal artificial. Otra característica es que Reed *et al.* (1995), consideran un mayor número de variables que Kickuth (1983) como lo son: la porosidad del medio y la profundidad.

Es importante mencionar que, dentro de los humedales, también existen los de tipo natural, los cuales pueden ser catalogados como pantanos, manglares o simplemente tierras inundables (Metcalf y Eddy, 1992). En ellos, la característica fundamental es el tipo de fango, el clima, la vegetación y el suelo, aspectos muy importantes en la remoción de materia orgánica.

Otras propiedades físicas del suelo influyen en la infiltración y la retención del agua, mientras que la precipitación afecta también las características hidráulicas del suelo. Los nutrientes principales en los humedales naturales son el nitrógeno y el fósforo. Siendo estos elementos esenciales para el crecimiento de las plantas de dichos sistemas, pueden ser también un serio problema de contaminación del agua. En general, el nitrógeno del agua residual está sujeto a la captación de las plantas, así como a la adsorción o intercambio iónico y a la volatilización o desnitrificación. Con base en esta introducción, a continuación se presentan los objetivos y las hipótesis en las que se basa esta investigación.

II. OBJETIVOS

- Evaluar el comportamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales que emplea el método de la zona de la raíz, sometida a altas cargas orgánicas.
- Determinar la capacidad de remoción del sistema de tratamiento en términos de materia orgánica, nutrientes y bacterias patógenas.
- Analizar a lo largo de un año los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos en el tren de tratamiento, así como la tendencia del sistema.
- Investigar el tiempo requerido por el sistema para que alcance las condiciones de pseudoequilibrio.
- Ajustar modelos de humedales al sistema para el caso específico de altas cargas orgánicas con el objeto de optimizar su operación.

2.1 Hipótesis general

Si los humedales artificiales han sido probados con éxito en otros países de clima frío para tratar efluentes de distinto giro industrial, entonces al probarlos en condiciones

subtropicales como el caso de México, su eficiencia debe ser mayor a lo reportado por otros autores.

2.2 Hipótesis específica

Se postula que el tratamiento para aguas residuales en un matadero municipal cuyo núcleo es un humedal artificial será eficiente para remover materia orgánica y nutrientes en las condiciones climáticas de México central.

2.3 Descripción de la zona de estudio

Pachuca es una ciudad de cerca 500 000 habitantes, que dependen en gran medida, del agua subterránea para beber e irrigar. Hasta 1994, una de las fuentes más importantes de contaminación era el río que cruza esta ciudad. Este río recibía las aguas residuales del matadero municipal cuyos valores alcanzaban cifras de 1700 mg/L, para la DBO₅ total, 1500 mg/L para los sólidos suspendidos y 10¹³ bacterias coliformes fecales en 100 mL, con las correspondientes implicaciones para la salud pública y el deterioro ambiental (Finlayson *et al.*, 1990; Wood, 1994). Lo anterior trajo como consecuencia que autoridades del orden federal y estatal lograran acuerdos con el personal de la UNAM, para resolver dicho problema y lograr una solución a la problemática en general de los mataderos en nuestro país, cuyas normas técnicas ecológicas para la matanza de animales eran, en ese momento, la NOM-PA-CCA-022/93 y para su uso en riego la NOM-CCA-001/93 y NTE-CCA-032-91 (Gaceta Ecológica, 1993).

Asimismo, el Estado de Hidalgo representa el 4% de la superficie del país, su ubicación geográfica es al N 21° 41' al S 19° 36', al E 97° 38' y al O 99° 53'. Colinda al norte con Querétaro, San Luis Potosí, Veracruz y Estado de México y al oeste con el Estado de México y Querétaro. Está dividido políticamente en 34 municipios. El municipio de Pachuca es la ciudad principal y capital del estado. Está situada a 20° 06' 37" de latitud Norte y 98° 44' 42" de longitud Oeste (García, 1988).

Los datos obtenidos de la estación meteorológica más cercana al área de estudio pertenecen a Tepeji del Río e indican para la región un clima tipo C (w1) (w) b(1'), templado subhúmedo con régimen de lluvias de verano, siendo ésta una estación fresca y larga, con oscilación térmica moderada. La precipitación anual media es de 734.9 mm. presentando un periodo seco de diciembre a mayo y así como un húmedo de junio a noviembre (García, 1988).

El tipo de relieve presente en la zona de estudio ha sido modificado por causas diversas (cultivos, pastoreo, carreteras pavimentadas y de terracería), la coloración del suelo es frecuentemente pálido a grisáceo, aunque también los hay rojizos. El pH varía por lo común de 6 a 8.5, el contenido de materia orgánica suele ser bajo, en cambio los nutrimentos en general se hallan en abundancia y el calcio casi siempre en grandes cantidades (INEGI, 1995).

El tipo de vegetación presente en la zona de estudio es secundario de tipo chaparral, con matorral espinoso y en ella se reconoce a todas las comunidades arbustivas que se desarrollan en las zonas templadas, subhúmedas, semiáridas (Rzedowski, 1978). El matorral xerófilo ocupa el 40% de la superficie del país; por lo tanto es el más vasto de todos los tipos de vegetación en México y, por consiguiente, el más aprovechado para el cultivo que requiere el país.

2.4 Descripción del sistema de tratamiento

La planta de tratamiento se diseñó y construyó para tratar las aguas de desecho de un matadero en la ciudad de Pachuca Hidalgo, con un gasto promedio de 2 L/s y ocupa una superficie de aproximadamente 1010 m² (Fig. 2-1). El sistema de tratamiento en estudio está constituido por un pretratamiento (sistema de cribas y sedimentador), un tratamiento primario (laguna anaerobia de alta carga) y un tratamiento secundario con humedales artificiales o método de la zona de la raíz (Figs. 2-2 y 2-3).

El sistema de pretratamiento tuvo como primer paso, un conjunto de rejillas distribuidas a lo largo del ducto del influente. Dichas rejillas estaban conformadas por una malla acerada con orificios de 0.5 cm de largo y ancho, además de estar instaladas en un ángulo de inclinación de 45 grados, permitiendo con ello una mayor captación de sólidos suspendidos. La separación de los sólidos, generalmente fibra vegetal perteneciente al quimo intestinal del ganado bovino y porcino, era seguida de un proceso de entierro o bien de incineración. La limpieza de los mismos se realizaba de forma manual y continua.

Por su parte, el sedimentador, cuyo diseño derivó de los criterios de Flair *et al.* (1983), tuvo como principio, un tiempo de residencia hidráulico de 2 horas, profundidad no mayor de 3.5 metros y la construcción de un tanque tipo Inmoff (Fig. 2-2). La producción de lodos estuvo atendida por los lechos de secado, a través de una bomba sumergible con capacidad de 2 HP. La función de estos lechos fue deshidratar los lodos y regresar el agua restante a la cámara del humedal artificial. El destino de los lodos deshidratados fue su reutilización como acondicionadores de suelos en la jurisdicción local.

El siguiente paso de tratamiento lo conformó la laguna anaerobia de alta carga (tratamiento primario), la cual participó degradando la materia orgánica, presente en las aguas residuales de forma anaerobia e incluso a determinadas horas del día, con procesos facultativos (Marais, 1986; Brix, 1993). Al igual que el sedimentador, los lodos producidos por la laguna anaerobia fueron dispuestos en los lechos de secado y el fluido restante regresado a los lechos de secado (Fig. 2-3).

El sistema de humedales artificiales integrado por plantas semiacuáticas pertenecientes a los géneros *Phragmites*, *Thypha* y *Scirpus*, permitió la depuración de más materia orgánica presente en el efluente así como la estabilización de nutrientes nitrogenados y fosfatados (Figs. 2-3 y 2-4). Este lecho fue diseñado para disminuir hasta en un 42% la carga orgánica presente en el influente, además de presentar una pendiente de 2% para facilitar el flujo continuo del caudal, evitando con esto la necesidad de un proceso adicional de bombeo.

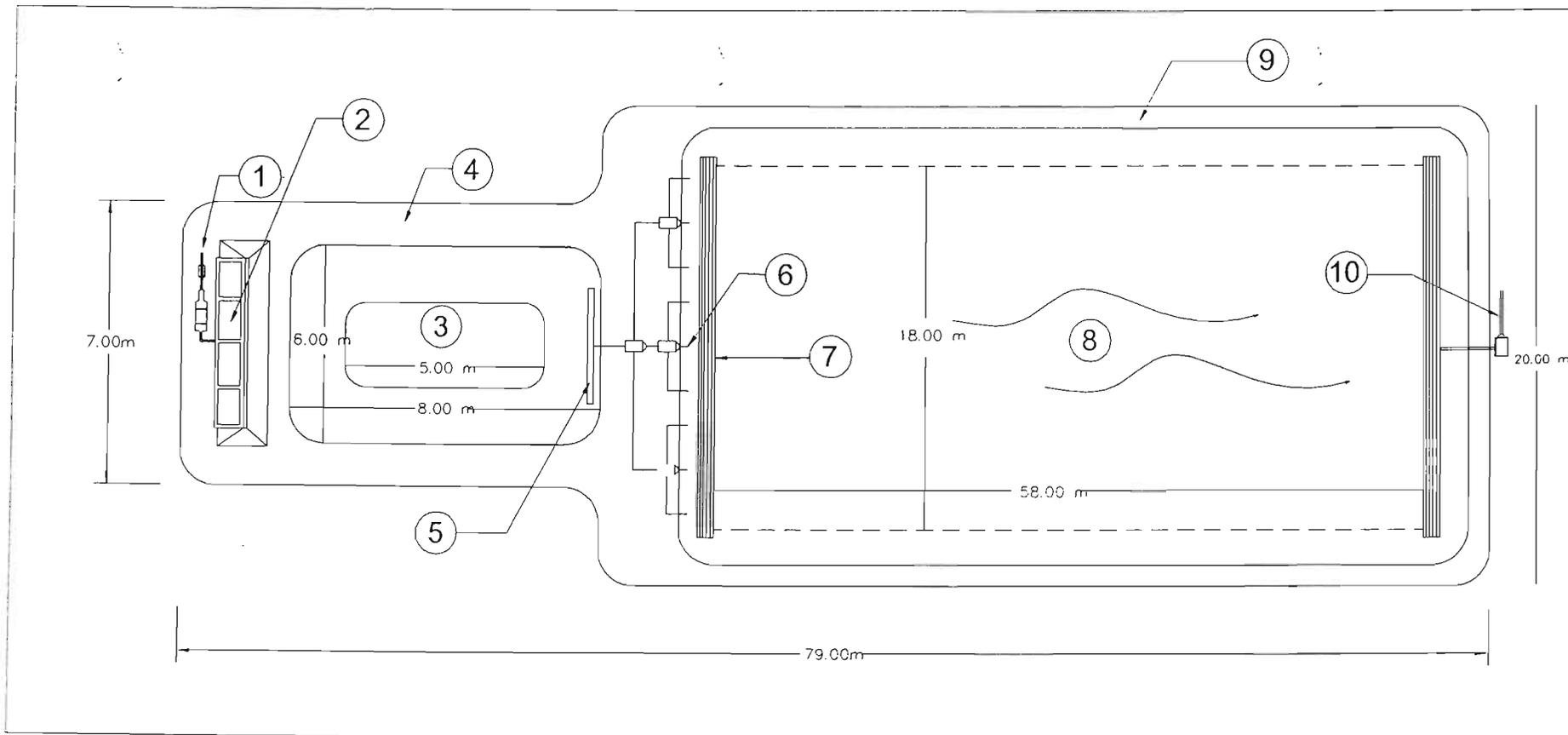


Fig. 2-1 Planta sistema de tratamiento de aguas residuales mediante una laguna anaerobia y un lecho de humedales

1. Tubería proveniente del sistema de pretratamiento
2. Canaleta de la laguna de alta carga
3. Laguna anaerobia de alta carga
4. Zona de acceso perimetral de la laguna
5. Caja distribuidora del caudal

6. Tubería de PVC de 3" de diámetro influente al sistema de Humedales
7. Trinchera influente al sistema de tratamiento a base de gaviones
8. Flujo de agua a tratar en el sistema de humedales
9. Zona de acceso perimetral de loa humedales (andadores de 1.10)
10. Efluente general del sistema de tratamiento

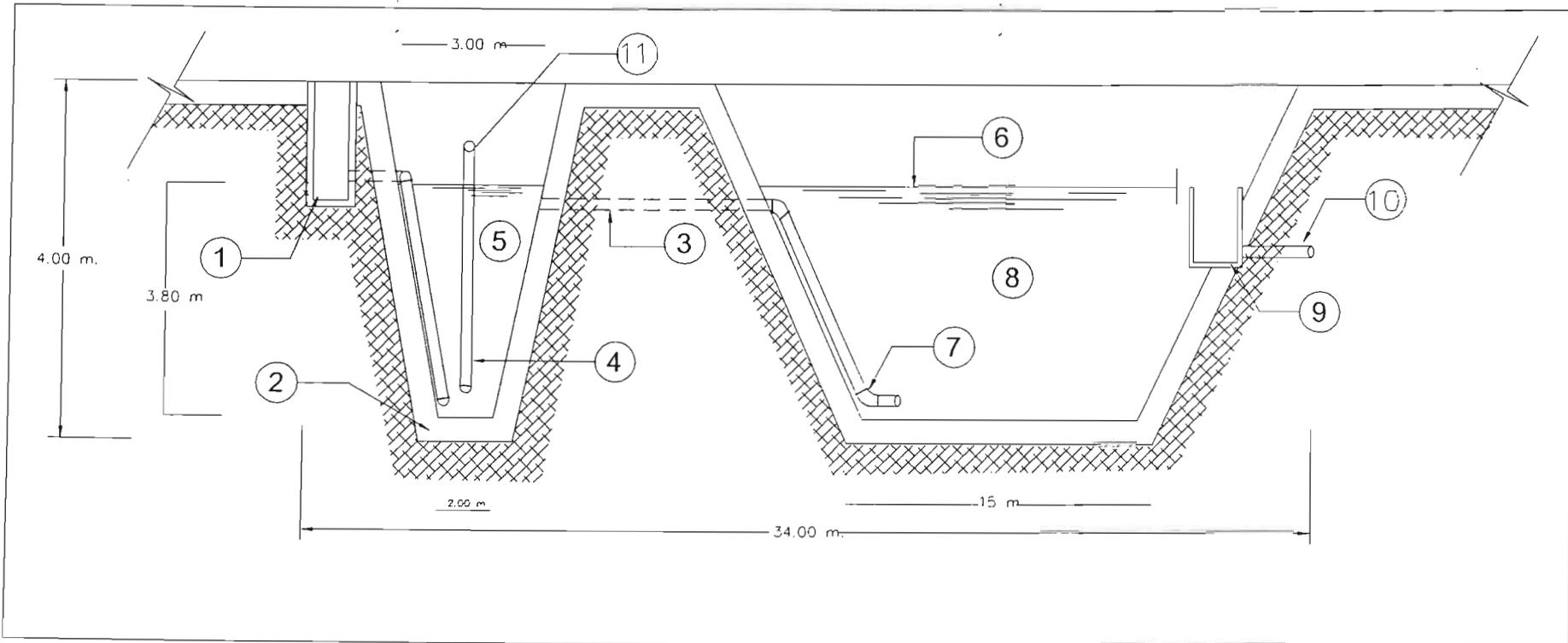


Fig. 2-2 Corte Longitudinal del sedimentador y de la laguna anaerobia de alta carga orgánica

1. Canal del influente
2. Losa de concreto de 10cm. de espesor
3. Tubería de PVC para la comunicación con la laguna anaerobia
4. Tubería de PVC para la extracción de lodos
5. Sedimentador

6. Nivel Máximo de Agua
7. Tubería de PVC para la extracción de lodos
8. Laguna anaerobia de alta carga
9. Canaleta
10. Tubería de PVC para comunicarse con el humedal.
11. Succión lodos

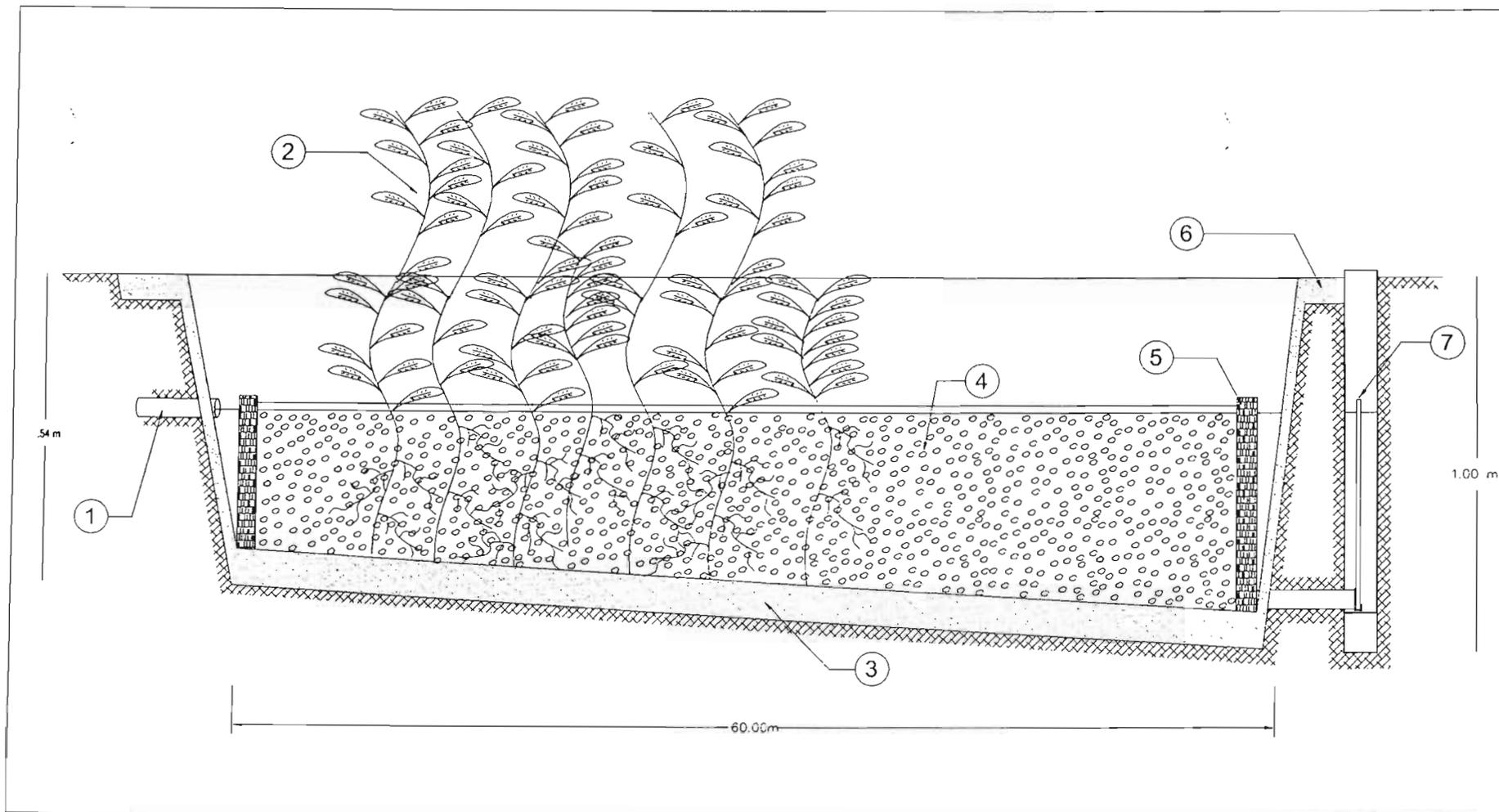


Fig. 2-3 Corte longitudinal del lecho de humedales

1. Tubería proveniente de la laguna anaerobia
2. Hidrófitas plantadas
3. Losa de concreto de 10cm de espesor
4. Grava de 1cm de diámetro

5. Trinchera del influente
6. Zona de acceso al humedal
7. Salida del efluente tratado

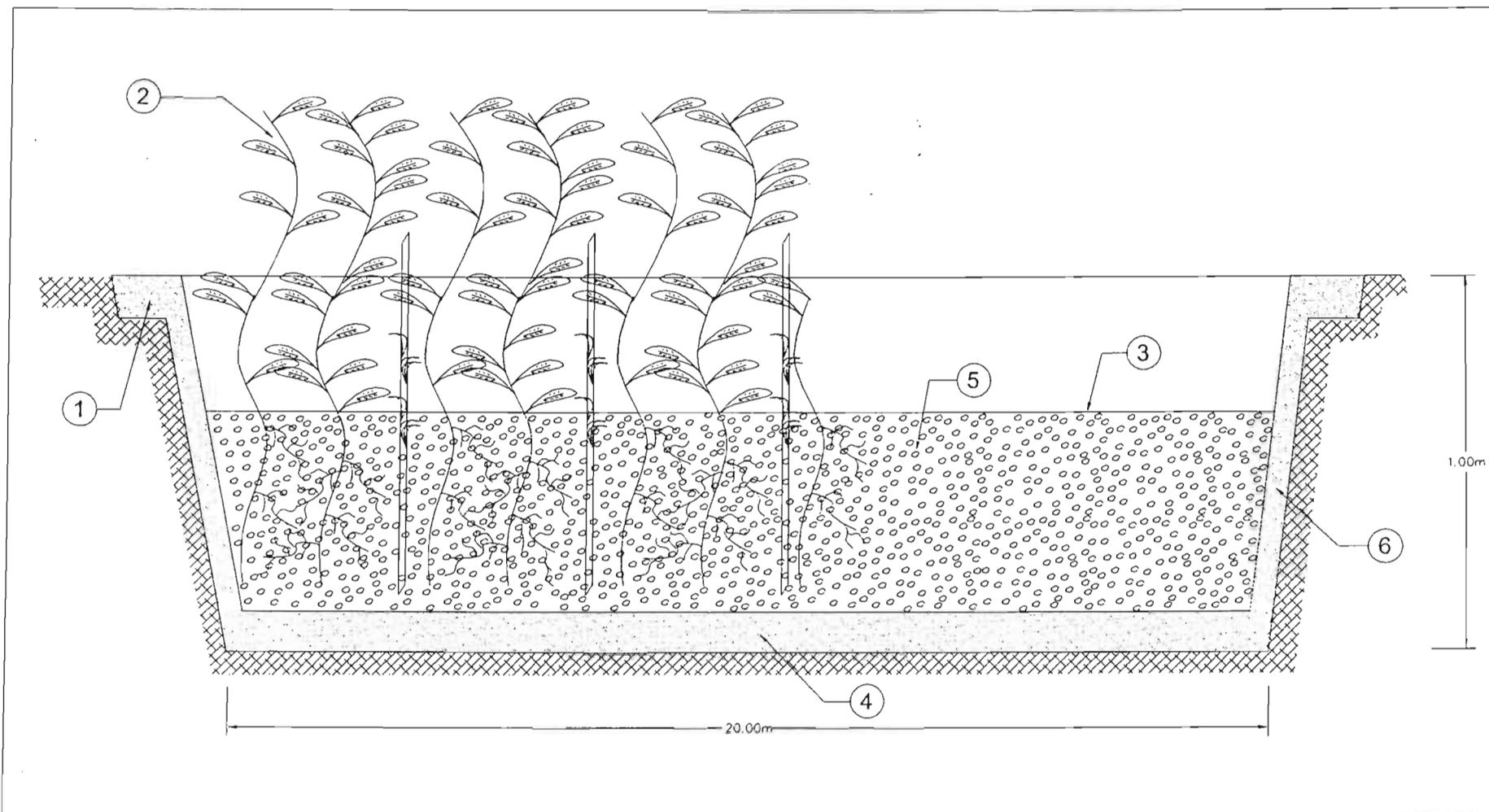


Fig. 2-4 Corte transversal del lecho de humedales

1. Zona de acceso perimetral al sistema de humedales
2. Carrizos y tules
3. Línea de nivel de agua

4. Losa de concreto de 10cm de grosor
5. Granson de 1cm de diámetro
6. Losa de concreto con malla electrosoldada

III. METODOLOGÍA

El interés fundamental del trabajo consistió en evaluar la capacidad de remoción de altas concentraciones de materia orgánica, utilizando como tratamiento secundario humedales artificiales. Esta fase de investigación fue la conclusión de varias etapas de experimentación que se pueden resumir bajo los siguientes rubros:

1. Experimentos con microcosmos. Estos se realizaron con el fin de determinar la capacidad de remoción de materia orgánica con distintos tipos de sustrato y simulando distintos tipos de clima.
2. Adaptación de resultados de laboratorio a escala real. Debido a que los humedales artificiales generalmente, no se utilizan como tratamiento primario, fue necesaria la instalación de tres sistemas previos: Una criba, un sedimentador, una laguna anaerobia y la instalación de lechos de secado para los lodos (Fig. 3-1).
3. Diseño y construcción de la planta de tratamiento. A pesar de que existen distintos criterios de diseño en relación con los humedales artificiales se eligió el de Kickuth (1983), por otorgar mayor área superficial al tratamiento de efluentes y los de Marais (1986), para la laguna anaerobia de alta carga, por considerar mezcla completa en el sistema. Asimismo, se adaptaron los criterios de Flair *et al.* (1983), en el diseño del sedimentador.
4. Evaluación de la planta de tratamiento. Se evaluó el desempeño del sistema de humedales de la planta de tratamiento construida para el matadero de Pachuca, Hidalgo. Éste fue estudiado por el transcurso de un año, para evaluar su capacidad de remoción en lo concerniente a materia orgánica, nutrimentos y bacterias patógenas. En forma global, se consideraron también los otros sistemas.

Para la construcción de este sistema de humedales se utilizó el sistema de flujo subsuperficial (SF), el cual se eligió basándose en investigaciones previas por un proyecto denominado Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente (1993). De esta

manera, se instalaron cinco estaciones de muestreo, las cuales estuvieron distribuidas de la forma presentada en la Tabla 3-1.

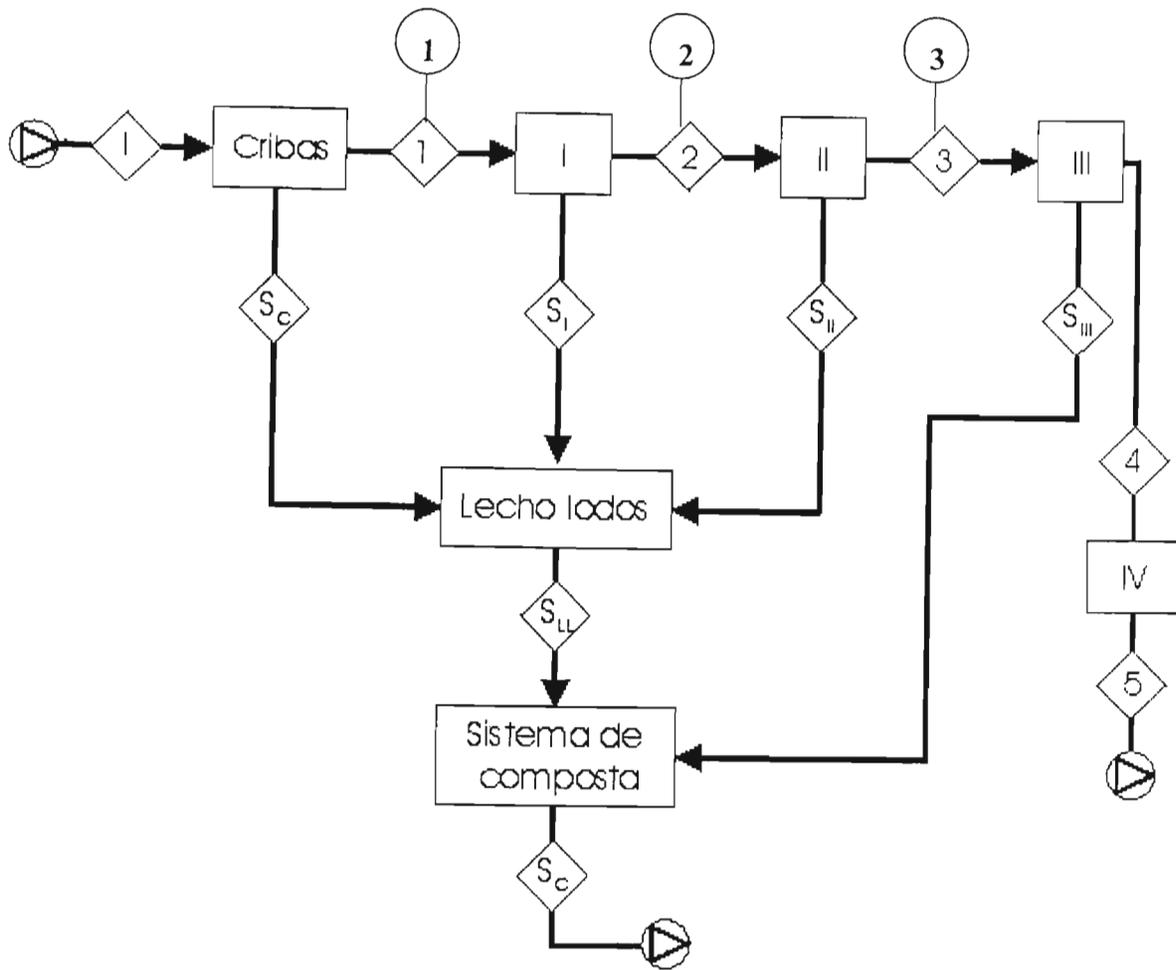
3.1 Sistema de tratamiento

El sistema de tratamiento fue construido por el gobierno estatal en conjunto con la Universidad Nacional Autónoma de México (FES-Iztacala), con el propósito de tratar las aguas de desecho del rastro municipal de Pachuca, Hidalgo.

El sistema de tratamiento quedó conformado por un sedimentador de 6 m de largo por 5 m de ancho y 3 m de profundidad, un estanque anaerobio rectangular con una área de 9 m² por 3 m de profundidad, un lecho de raíces (humedales) de 80 m de largo por 40m de ancho por 0.4 m de profundidad y su área fue cultivada con plantas emergentes de la especie *Phragmites australis*, *Typha latifolia* y *Scirpus* sp. y, por último un tanque para almacenar el efluente (Ver Tabla 3.1). Los lechos de secado solo fueron funcionales poco tiempo, ya que fue abandonado su mantenimiento meses después de su operación.

Tabla 3-1. Ubicación de los puntos de muestreo

Punto de muestreo	Lugar de muestreo	Número de corriente
1	Agua cruda	M ₁
2	Salida del sedimentador	M ₂
3	Salida de la laguna anaerobia	M ₃
4	Salida del humedal	M ₄
5	Salida del tanque de almacenamiento	M ₅



Corriente		Equipo	
I	Influente		
1	Agua residual cruda		
S_o	Residuos sólidos gruesos	I	Sedimentador
2	Agua residual clarificada	II	Laguna anaerobia
S_I	Lodos del sedimentador	III	Humedal artificial
3	Agua residual digerida a humedal artificial	IV	Tanque de almacenamiento
S_{II}	Lodos de la laguna anaerobia		
4	Agua residual tratada en el humedal artificial		
S_{III}	Hojarasca y poda de las plantas del humedal	(i)	Puntos de muestreo
5	Salida del agua del tanque de almacenamiento		
S_{LL}	Lodos deshidratados		
S_C	Composta a suelos "ad hoc"		

Fig.3-1. Diagrama de bloques del sistema de tratamiento

3.2 Evaluación de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos

Se llevaron a cabo muestreos mensuales correspondientes a un ciclo anual. Las muestras en general se tomaron en 5 puntos (Tabla 3-1) que correspondieron al (M₁) influente, (M₂) salida sedimentador, (M₃) salida de la laguna anaerobia, (M₄) salida del sistema de humedales y (M₅) salida del tanque de almacenamiento. En relación con los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos, estos fueron realizados bajo las técnicas estandarizadas.

Por lo que se refiere a los parámetros fisicoquímicos estos comprendieron la demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, ortofosfatos, sólidos suspendidos, sólidos sedimentables, sólidos disueltos, sólidos totales, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, pH, temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto. Los parámetros bacteriológicos incluyeron la cuantificación de coliformes totales, coliformes fecales y la determinación de patógenos como *Shigella*, *Vibrio* y *Salmonella* sp. Hubo una periodicidad de 30 días entre cada muestreo y los análisis se efectuaron en los laboratorios del proyecto CyMA, de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala (UNAM).

La determinación de los parámetros anteriores tuvo como finalidad caracterizar la calidad del agua tratada, así como la eficiencia de remoción en cada uno de los procesos unitarios. Por lo que respecta a la toma de muestras, éstas fueron divididas en cinco rubros:

- a. Muestras fijadas con hielo: La preservación de estas muestras tuvo como propósito inhibir el proceso microbiano y, de esta manera, detener los procesos de óxido-reducción en la muestra tomada, la cual fue utilizada para evaluar la demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos, sólidos sedimentables, sólidos disueltos y sólidos totales.
- b. Muestras fijadas con ácido sulfúrico concentrado: El objetivo de esta preservación fue detener cualquier reacción de óxido-reducción ocasionada por microorganismos y, con

ello, modificar los productos metabólicos. Estas muestras sirvieron para determinar nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y nitratos.

- c. Muestras para ortofosfatos. En este caso los recipientes fueron de vidrio para evitar cualquier interferencia con el fósforo de los detergentes y facilitar la limpieza de los mismos, la cual se hizo con ácido clorhídrico 10 N.
- d. Muestras para coliformes: Para este tipo de muestras los frascos tuvieron que estar completamente limpios y esterilizados para evitar cualquier sobrevaloración, además de ser de color ámbar.
- e. Muestras para bacterias patógenas: Consistió básicamente en gasas estériles sujetas con sedal de algodón para ser arrastradas a diferentes estaciones de muestreo.

En relación a la elección de la DBO_5 total como parámetro a evaluar según Fernández (1992), la demanda bioquímica de oxígeno se define como la cantidad de oxígeno requerido por las bacterias para descomponer la materia orgánica bajo condiciones aerobias. Esta prueba se utiliza para determinar la contaminación de desechos domésticos e industriales en términos de oxígeno disuelto y se utiliza también para evaluar la capacidad de purificación de un cuerpo receptor o la eficiencia de una planta de tratamiento. Por medio de la prueba de la DBO_5 total se simulan las condiciones que pueden prevalecer en la naturaleza y se considera como un procedimiento de oxidación húmeda en la que los organismos vivientes oxidan la materia orgánica a bióxido de carbono, agua y amoníaco (Fernández, 1990). Para el desarrollo de este trabajo, la técnica utilizada (505) fue de acuerdo con los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985).

En cuanto a la DQO, se basa fundamentalmente en las reacciones de óxido-reducción ya que la mayor parte de la materia orgánica se oxida en presencia del dicromato de potasio en un medio ácido. El dicromato que no se reduce, se titula con sulfato ferroso amoniacal, así, se determina la cantidad de dicromato consumido y la cantidad de materia orgánica oxidable se calcula en términos de oxígeno equivalente. De acuerdo con los

métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985), usando la técnica 508 B, para el análisis de aguas residuales, se debe utilizar un catalizador (sulfato de plata), que ayuda a oxidar los compuestos alifáticos de cadena larga. Se adiciona Hg SO_4 para que reaccione con cloruros, bromuros y yoduros formando precipitados. La presencia de haluros y otros aniones inorgánicos se eliminan en gran parte mediante el sulfato de mercurio, el cual forma complejos antes del procedimiento de reflujo. La oxidación se lleva a cabo a través de la reducción del dicromato a ion cromato en medio ácido.

Con respecto a la conductividad eléctrica puede decirse que es una medida de la habilidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Las soluciones de electrolitos conducen una corriente eléctrica por la emigración de iones bajo la influencia de un campo eléctrico que, al actuar como un conductor metálico, obedecen la ley de Ohm. La recíproca de la resistencia $1/R$ se llama conductancia y se expresa en ohms recíprocos o mho. Una unidad más adecuada en el análisis de aguas es el micromho. Cuando la constante de la celda es conocida, la medida de la conductancia es convertida a la conductancia específica o conductividad (K), que equivale al recíproco de la resistencia específica.

$$K = 1/R_s \quad (3-1)$$

El término más adecuado para expresar esta medida es de "conductividad" y se acostumbra a expresarla en micromho/cm. En el Sistema Internacional de Unidades, se dividen los mho/cm entre 10 para dar las unidades de conductividad eléctrica. Asimismo, la medida de la conductancia se utiliza frecuentemente para obtener una estimación rápida del contenido de sólidos disueltos en una muestra de agua. Este parámetro fue evaluado directamente en el campo, con un conductímetro portátil bajo la técnica 205 de los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985).

En lo que concierne a la medición del pH se considera que este parámetro fue fundamental debido a que expresa el grado de acidez o alcalinidad de una solución al compararla con la cantidad total de ácido o base de algún material, en el que se ha efectuado

una titulación alcalimétrica o acidimétrica. En la definición de pH, dada por Sorensen, el pH es un término que involucra el logaritmo de la concentración de iones hidrógeno. De ahí que el término pH es un símbolo matemático convencional que se ha empleado con fines prácticos pero que está desprovisto de una validez termodinámica (Fernández, 1990). Debido a que este parámetro se modifica con la presencia de microorganismos aerobios y anaerobios, responsables de los procesos de óxido-reducción, se procedió a evaluarlo directamente en la planta de tratamiento, usando un potenciómetro portátil bajo las especificaciones 423 de los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985).

A su vez, los sólidos suspendidos son aquellos que están en suspensión y que son perceptibles a simple vista en el agua. Son los sólidos que pueden separarse del agua residual por medios físicos o mecánicos como la sedimentación y la filtración. Se definen más exactamente como los sólidos que quedan retenidos por la capa filtrante, de asbesto, en un crisol Gooch e incluyen las partículas flotantes mayores que consisten en arena, polvo, arcilla, sólidos fecales, papel, astillas de madera, partículas de alimentos y otros materiales similares (López, 1990).

Los sólidos sedimentables, en cambio, son la porción de los sólidos suspendidos cuyo tamaño y peso es suficiente para que se sedimenten en un período determinado, que generalmente es de una hora. El resultado se expresa en mililitros de sólidos por litro de agua cruda. Están constituidos aproximadamente en un 75% de sólidos orgánicos y un 25% de inorgánicos.

El término de "sólidos disueltos" utilizado ordinariamente en los estudios de aguas residuales, no es técnicamente correcto. No todos estos sólidos están verdaderamente disueltos, puesto que se incluyen algunos sólidos en estado coloidal. De acuerdo con la costumbre, el término incluye todos los sólidos que pasan a través de la capa filtrante de asbesto de un crisol Gooch. De los sólidos disueltos totales, para aguas residuales domésticas aproximadamente un 90% está verdaderamente disuelto y un 10% en estado coloidal. El total de los sólidos disueltos está compuesto, para esas mismas aguas de aproximadamente por 40% de compuestos orgánicos y 60% de inorgánicos.

A su vez, los sólidos totales, como lo indica el mismo término, distinguen a todos los constituyentes sólidos de las aguas residuales, esto es, son la totalidad de los sólidos orgánicos e inorgánicos y la totalidad de los sólidos suspendidos, coloidales y disueltos. Todos los sólidos fueron evaluados usando las técnicas 209 A, B, C y E de los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985).

Por lo que respecta a los ortofosfatos, puede decirse que el fósforo se encuentra en las aguas naturales y residuales casi exclusivamente en forma de fosfatos, clasificados como ortofosfatos, fosfatos condensados piro, meta y otros polifosfatos. Los ortofosfatos aplicados como fertilizantes a la tierra cultivada agrícola o residencial son arrastrados por las aguas superficiales con las lluvias y, en menor proporción, con la erosión del suelo.

El análisis del fósforo se divide en dos pasos generales en los métodos:

- a) conversión de la forma fosfatada en ortofosfato disuelto.
- b) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto.

Los fosfatos que responden a las pruebas colorimétricas sin hidrólisis o digestión oxidante previas en la muestra se denominan fósforo reactivo. Para este caso, el ortofosfato fue evaluado usando los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985) con la técnica 424 E.

La determinación de nitratos (NO_3^-), es difícil, debido a que los procesos microbiológicos relativamente complejos que se presentan en las aguas residuales modifican constantemente las concentraciones del ion nitrato. La técnica con luz ultravioleta (UV) mide la absorbancia de nitrato a 220 nm y es adecuada para el estudio de aguas contaminadas con bajo contenido en materia orgánica (Fernández, 1992). Sin embargo, es necesario estudiar la muestra y después seleccionar un método adecuado para su evaluación y con ello disminuir las interferencias probables.

El método colorimétrico fue elegido en este trabajo para evaluar los nitratos, de acuerdo con la técnica 418 de los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985). Sin embargo, requirió de muestras ópticamente claras, para lo cual fue necesario filtrarlas con membranas de 0.45 mm de diámetro de poro.

Existen dos factores principales que influyen en la selección del método para determinar el ion amonio y son su concentración y la presencia de interferencias. En general, las concentraciones bajas de amoníaco se limitan a las aguas potables, aguas superficiales limpias y efluentes residuales nitrificados de buena calidad. Cuando las concentraciones son elevadas y se corre el riesgo de varias interferencias se necesita mayor precisión, por lo que se requiere un paso preliminar de separación, como la destilación. Para concentraciones elevadas de amoníaco es preferible una técnica de destilación y titulación de acuerdo a las técnicas 417 A y D de los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985).

Al igual que el nitrógeno amoniacal, el principal factor de influencia para la selección de un método macro o semimicro-Kjeldahl en la determinación de nitrógeno orgánico es su concentración. El método macro-Kjeldahl es aplicable a las muestras que contienen concentraciones bajas o altas de nitrógeno orgánico, pero requiere un volumen de muestra relativamente grande para las concentraciones bajas. En el método semi-micro-Kjeldahl, aplicable a las muestras con concentraciones elevadas de nitrógeno orgánico, el volumen de muestra se debe elegir de modo que contenga nitrógeno orgánico y amoniacal en un intervalo de 0.2 a 2 mg.

En relación con los organismos coliformes fecales y totales, este grupo está formado por todas las bacterias aerobias y anaerobias facultativas, gram negativas, no formadoras de esporas y con forma de bastón, que degradan la lactosa, produciendo gas y ácido en 48 horas a 35°C. La prueba estándar para el grupo coliforme puede realizarse mediante una técnica de biodegradación en tubos múltiples (a través de la prueba confirmativa o prueba completa) o bien por la técnica de filtro de membrana. Son aplicables todos estos métodos, teniendo en cuenta las limitaciones que se especifican y el propósito del estudio. En el caso

de la técnica de biodegradación de tubos múltiples, los resultados del estudio de los tubos y diluciones replicados se comunican en términos de “Número Más Probable” (NMP) de microorganismos existentes. Este número, basado en fórmulas de probabilidad determinadas, es un cálculo de la densidad media de organismos coliformes en la muestra.

La precisión de cada prueba depende del número de tubos utilizados. Se obtiene una información más precisa cuando el inóculo de la muestra estudiado desprenda gas en alguno o en todos los tubos. La densidad bacteriana puede calcularse mediante la tabla que utiliza el número de tubos positivos en las diluciones múltiples. El número de porciones de la muestra depende de la precisión requerida. Las tablas de NMP se basan en la hipótesis de una distribución de Poisson (dispersión aleatoria). Sin embargo, si la muestra no se ha agitado adecuadamente antes de hacer las porciones o si existe agrupamiento de bacterias, el valor del NMP podrá resultar menor que el número real de densidad bacteriana. Para las muestras de este estudio se aplicó la técnica del NMP 908 de los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985).

Los métodos presentados a continuación para el aislamiento de *Salmonella*, *Shigella* y *Vibrio cholerae*, en las aguas provenientes del rastro municipal, no están estandarizados. Se realizaron modificaciones para adaptarlos a las condiciones particulares de este estudio.

Las técnicas utilizadas para el aislamiento y determinación de los microorganismos patógenos anteriores se pueden resumir en cuatro métodos 912 de acuerdo a los métodos estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1985).

- Técnicas de concentración
- Enriquecimiento
- Proliferación selectiva
- Reacciones bioquímicas

En general, es necesario examinar una muestra relativamente grande de microorganismos patógenos aislados, que suelen existir en números escasos en comparación con los coliformes, ya que su esporádica aparición está relacionada con la incidencia de enfermedades o infecciones en un período determinado. Para ello, es necesario llevar a cabo una concentración.

Técnica de concentración (torunda): Esta técnica se realiza preparando torundas a partir de una estopilla de 23 cm de ancho, dobladas cinco veces en una longitud de 36 cm y cortadas a lo largo desde unos 10 cm de un extremo en tiras de alrededor de 4.5 cm de ancho. Es necesario que al envolver el extremo, cada torunda quede sujeta con un alambre de calibre 16 de forma que pueda suspenderse la torunda en el agua. Posteriormente se coloca la torunda en bolsas de papel fuerte, de buena calidad y se esterilizan a 121°C durante 15 min. Si no se cuenta con el tiempo disponible como lo marca la técnica de 1-3 días, estas torundas pueden arrastrarse por espacio de una hora y enviarse al laboratorio para llevar a cabo la técnica de enriquecimiento y de proliferación selectiva.

En relación con el tratamiento estadístico para los resultados obtenidos en este trabajo, se eligió el análisis de correlación para los gráficos del oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno total, demanda química de oxígeno total, sólidos suspendidos totales y nitrógeno orgánico. El análisis de correlación es un método estadístico que permite ajustar un conjunto de datos dispersos de una variable a través de una ecuación especialmente si fueron obtenidos de muestras pequeñas, ensayos no repetitivos y valores de ciertas muestras no determinados por maniobras de mantenimiento. Además, se puede calcular la discrepancia entre cada una de las observaciones, estandarizarlas y obtener la significancia (Wyne, 1982). Su fórmula general es:

$$y = a + bx \quad (3-2)$$

donde:

y= Estimación lineal

a= Ordenada al origen

b= Pendiente

x= Correlación

Por otra parte, los valores porcentuales en la remoción de los parámetros estudiados fueron calculados por la fórmula siguiente:

$$\% \text{ de remoción} = \frac{\text{Valor del efluente}}{\text{Valor del influente}} 100 \quad (3.3)$$

Por su parte, al nitrógeno orgánico, amoniacal, nitratos y total se les realizó un balance de concentraciones con las fórmulas siguientes:

Nitrógeno total Kjeldahl se calculó bajo la fórmula:

$$\text{NTK} = \text{N-NH}_3 + \text{Norg} \quad (3-4)$$

donde:

N-NH₃ = nitrógeno amoniacal

Norg = nitrógeno orgánico

Una vez calculado el nitrógeno total y el nitrógeno Kjeldahl se les aplicó la ecuación (3-5), para obtener los valores porcentuales

$$\text{N}_{\text{total}} = \text{NTK} + \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2 \quad (3-5)$$

donde:

N_{total} = nitrógeno total

NTK = nitrógeno total Kjeldahl

N-NO₃⁻ = nitrógeno de nitratos

N-NO₂⁻= nitrógeno de nitritos

3.3 Modelamiento de los datos experimentales

Para el cálculo de la constante de rapidez de reacción de primer orden dependiente de la temperatura (K_1) en los humedales artificiales, se despejó η que es la remoción de materia orgánica y, con la C_o = DBO₅ total del influente, se despeja:

$$\eta = \frac{C_o - C_e}{C_o} = 1 - \frac{C_e}{C_o} \quad (3-6)$$

$$1 - \eta = \frac{C_e}{C_o} \quad (3-7)$$

$$\ln\left(\frac{C_o}{C_e}\right) = \ln\left(\frac{1}{1 - \eta}\right) \quad (3-8)$$

De esta manera se obtienen valores de la concentración de DBO₅ total del influente, teniendo sólo como referencia el área total del influente, carga orgánica y el gasto. En el siguiente capítulo se presentan y discuten los resultados obtenidos.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Sistemas de tratamiento

Realizando un balance de las ventajas y desventajas de los humedales artificiales con respecto a otros sistemas de tratamiento de tipo convencional, se determinó que el sistema que más se asemeja a los humedales son las lagunas de estabilización, por sus características naturales de degradación bacteriana, diseño, carga orgánica, carga volumétrica cinética y tiempo de residencia hidráulica (Peterson 1998; Poggi-Varaldo *et al.*, 1999). Asimismo, Rivera y Calderón (1993), consideran que los humedales son los sistemas de tratamiento para aguas residuales más económicos que existen en el mercado. Sin embargo, esta afirmación debe realizarse bajo un proyecto de la obra civil el cual contemple:

- Costos de excavación
- Costos de impermeabilización
- Disponibilidad del material de construcción
- Grava con granulometría específica
- Mano de obra

Generalmente estos conceptos varían de una zona geográfica a otra, ocasionando con ello modificaciones en el costo real de la obra civil. Sin embargo, se puede considerar que los humedales resultan más económicos que otros sistemas de tipo convencional como lodos activados y sistemas de biodiscos, por razones de bajo o nulo consumo de energía eléctrica, mantenimiento sencillo y personal no necesariamente técnico (Peterson, 1998; Durán-de-Bazúa *et al.*, 1999).

En esta investigación no se hizo una evaluación económica del costo de construcción, arranque y puesta en marcha, por lo que esta parte no puede compararse con otros sistemas de tratamiento aplicables a efluentes de mataderos.

4.2 Parámetros fisicoquímicos

Respecto a la capacidad de remoción para cargas orgánicas superiores a los 2500 mg/L en DBO_5 total, se obtuvieron eficiencias de remoción buenas (Fig. 4-4). Este aspecto cobra importancia debido al gran número de mataderos existentes en el territorio nacional y a su dificultad de tratar sus efluentes debido a sus cargas orgánicas elevadas.

Asimismo, la producción de lodos (corrientes S_C , S_I , S_{II} y S_{III} de la Fig. 3.1), era enviada al lecho de secado (V). Los lodos producidos se captaban mediante tubería sanitaria de PVC de 5 cm de diámetro y se enviaban a los lechos donde el lodo concentrado (regularmente del doble de DBO_5 total, en el influente) donde eran estabilizados (deshidratados). Finalmente, estos lodos deshidratados se mezclaban con hojarasca para producir composta y emplearse como mejoradores de suelos.

En relación con los parámetros fisicoquímicos puede decirse que la temperatura ambiente fue uno de los factores de mayor importancia en el adecuado funcionamiento del sistema de tratamiento. También es importante resaltar que este parámetro osciló entre los 13 y 35°C para las diferentes estaciones del año, modificándose considerablemente en los meses de verano e invierno (Fig. 4-1).

Por otro lado, Aguirre y Gloyna (1979), indican que el crecimiento de algas es máximo en un intervalo de temperatura entre 25 a 30°C, considerándose que a temperaturas más bajas disminuye el crecimiento y a temperaturas sobre los 35°C se ha observado que la actividad de las algas se inhibe totalmente.

Por lo que respecta al crecimiento de las algas en la planta de tratamiento, se logró identificar al grupo de las cianobacterias, desarrollándose principalmente en la superficie del sedimentador y laguna anaerobia. Sin embargo, se considera que dichos microorganismos no influyeron en el sistema, debido a que fueron removidos diariamente por el personal encargado del mantenimiento de la planta.

En relación con la influencia de la temperatura en el funcionamiento de los humedales artificiales, Hill y Payton (1998), reportan que este parámetro tiene gran relevancia en la remoción de algunos parámetros fisicoquímicos cuando se trabaja con aguas de desecho de aves de corral. En su investigación, el humedal de flujo subsuperficial estuvo integrado por plantas como: *Sagitaria lancifolia*, *Phragmites australis* y *Scirpus* spp., con aproximadamente 5 plantas por m².

Además de la temperatura, los otros parámetros estudiados fueron el nitrógeno amoniacal, nitratos, fósforo total y ortofosfatos. Los resultados obtenidos demostraron que hubo diferencias significativas en la correlación de la temperatura con respecto a la remoción de amoníaco y nitratos, mientras que para el fósforo total y los ortofosfatos no existieron diferencias significativas. En esta investigación se encontró una mejoría relativa en la remoción de materia orgánica en los meses más calurosos, como junio y agosto.

Otro factor importante en el diseño y funcionamiento de la planta de tratamiento fue la profundidad, tanto el sedimentador como del tanque anaerobio, de 3m, lo cual tuvo una marcada influencia en la duración e intensidad de la estratificación térmica. Esto se debió a que, tanto en el sedimentador como en la laguna anaerobia se observaron estratificaciones continuas en distintas épocas del año, regularmente asociadas a la ausencia del viento. Este fenómeno tuvo influencias negativas en la remoción de materia orgánica, debido a los cortocircuitos presentes en los dos sistemas, ocasionando con ello una disminución de los procesos de consumo de bacterias por parte de las poblaciones de protozoos (Rico, 1990; Avery *et al.*, 1995; Nutall *et al.*, 1997).

Por lo que respecta a la conductividad eléctrica, ésta se modificó en función de la temperatura y bajo concentraciones importantes de sólidos disueltos y su valencia. Los resultados obtenidos sobre la conductividad eléctrica permitieron determinar variaciones en las cargas orgánicas a lo largo del periodo de estudio. Este comportamiento, tal vez estuvo relacionado a los distintos gastos de agua residual vertidos al sistema de tratamiento, los cuales se relacionaron con la variación en la matanza de reses y cerdos.

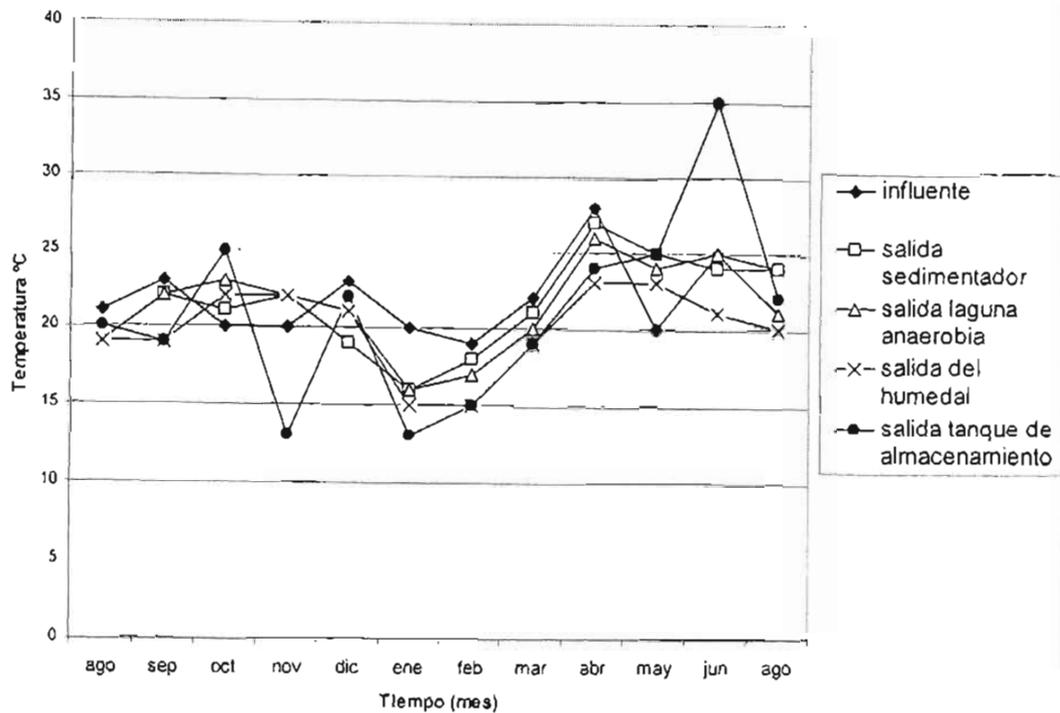


Fig.4-1. Gráfica que muestra la temperatura del agua en el sistema de tratamiento

En consecuencia este parámetro permitió conocer la concentración de sólidos disueltos así como la carga orgánica en las distintas estaciones del muestreo. Se encontraron conductividades eléctricas altas (Tabla 4-1), considerando que las conductividades para aguas residuales domésticas oscilan alrededor de los 340 micromho/cm y las aguas salobres tienen del orden de 3000 micromho/cm, para los distintos efluentes del rastro se observaron valores mínimos de 100 mho/cm y máximos de 3100 mho/cm.

Tabla 4-1. Valores de conductividad (mho/cm) del sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Punto de muestreo	Sistema	Ago	Sep	1994 Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	1995 Abr	May	Jun	Ago
1	Influyente	1440	3200	2210	2230	2240	*	3100	1490	1000	*	1100	1020
2	Salida del sedimentador	1540	2900	3040	*	2220	2730	2410	1040	1000	1340	1450	1070
3	Salida da la laguna anaerobia	1600	2990	100	*	2630	2220	283	1220	1030	1560	1370	1450
4	Salida del humedal	1420	2690	100	*	2690	780	210	1440	1420	1400	1020	1750
5	Salida del tanque de almacenamiento	1410	2630	100	2710	2830	840	233	1600	1410	*	1460	1600

- No se realizó debido a maniobras de mantenimiento

Por otra parte, la concentración de oxígeno disuelto molecular (Fig. 4-2), constituyó un parámetro fundamental para evaluar la depuración biológica en el sistema de tratamiento y, al mismo tiempo, conocer la capacidad de las plantas para oxigenar las zonas aerobias cercanas a la rizosfera (Fenoglio-Limón *et al.*, 2001). Este proceso biológico estuvo muy relacionado con la tasa de evapotranspiración por parte de las hidrófitas, la cual fue determinada de 2 m/año a una K_s de 1.05 (López, 1999). Los datos se encuentran en el Apéndice I.

Por otro lado, en la entrada del sistema (sedimentador y estanque anaerobio) la concentración de oxígeno disuelto fue de 1.2 mg/L, mientras que durante la salida del humedal este parámetro se incrementó considerablemente, con una media de 1.76 mg/L. Sin embargo, también puede observarse en la Figura 4-2, que la oxigenación se fue incrementando conforme se avanzaba a lo largo del sistema.

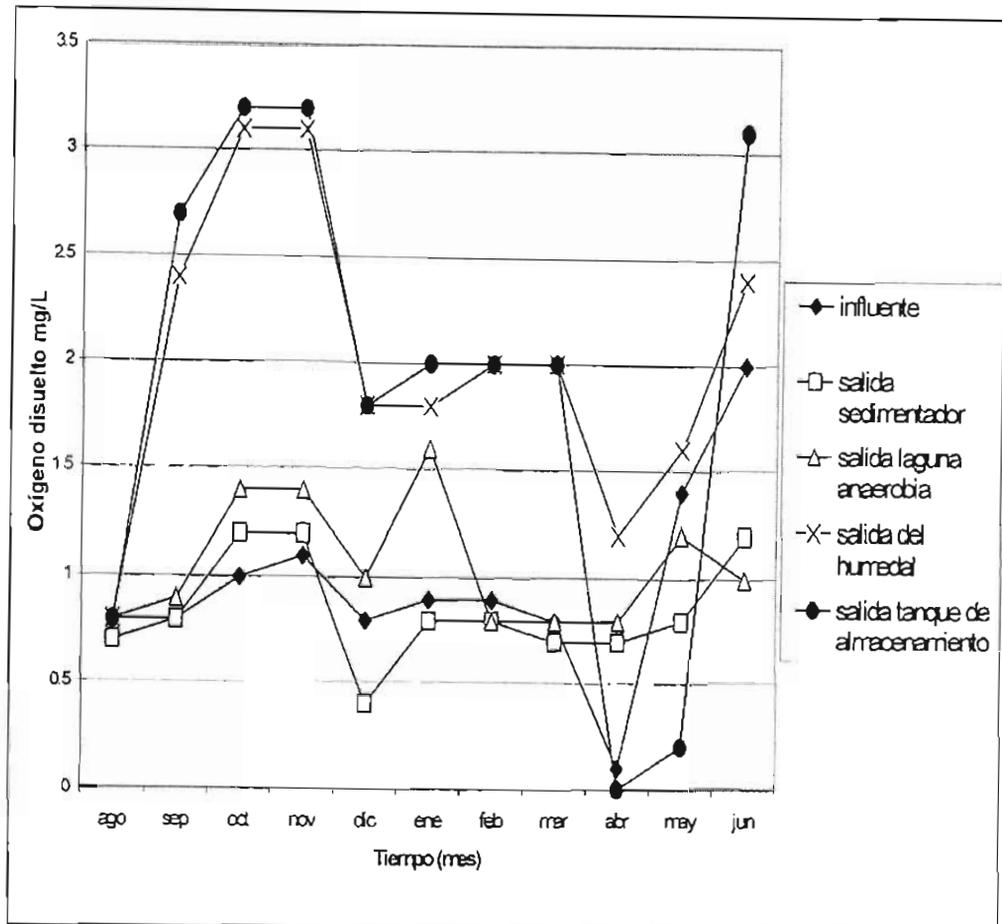


Fig.4-2. Gráfica que muestra la elevada capacidad de los humedales artificiales para oxigenar el efluente (punto 4 de muestreo)

Con relación al pH (Tabla 4-2), se puede considerar que en todos los muestreos efectuados se observaron valores de pH neutros. Esto se debe a que durante el proceso de tratamiento, los sistemas se mantuvieron estables.

Tabla 4-2. Valores de pH en el sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Punto de muestreo	Sistema	1994						1995					
		Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Ago.
1	Influyente	6.8	6.2	6.8	7.6	6.7	*	7.0	7.0	6.9	*	7.1	6.7
2	Salida del sedimentador	6.9	6.6	6.6	*	6.8	7.0	7.2	6.9	7.2	7.1	6.7	6.7
3	Salida de la laguna anaerobia	7.0	6.3	6.7	*	7.1	7.0	7.0	7.0	6.9	6.9	7.0	6.9
4	Salida del humedal	7.3	6.0	7.0	*	7.0	7.0	7.1	7.4	7.4	7.2	7.0	7.4
5	Salida del tanque de almacenamiento	7.3	6.4	7.5	7.3	7.4	7.0	7.3	7.3	7.4	*	7.2	7.1

*No se realizó debido a maniobras de mantenimiento

Keenan, (1983), describe que al incremento de las algas corresponde un aumento al pH, llevándose a cabo este fenómeno a la facilidad de encontrar en el ambiente anhídrido carbónico. Dicha teoría, es aplicable al sistema del rastro donde el crecimiento de algas fue básicamente pertenecientes al grupo de las cianofíceas, las cuales formaron verdaderas natas en la superficie de estos cuerpos de agua. Básicamente estas poblaciones se observaron en las partes superficiales de los estanques anaerobios, dificultándose su presencia en los estratos mas profundos de los estanques, debido a las cargas orgánicas tan altas (ver gráficos de DBO₅ y DQO totales). Así mismo, se puede considerar que las cianofíceas no representaron problema alguno en la modificación del pH, debido a que como se mencionó anteriormente, diariamente fueron removidas de forma manual por el personal encargado de la planta de tratamiento.

En relación con la demanda bioquímica de oxígeno, este parámetro presentó altas variaciones en la concentración del influente, como lo demuestra la Fig. 4-3 y el análisis de correlación con un intervalo de confianza de 95% donde: B1= 89.3811, $r = -0.7465$ y $r^2 = 0.5572$, indicando con ello, la presencia de diferencias significativas en el aumento de las

concentraciones de la DBO₅ total de entrada (M_i), con respecto al periodo de muestreo (Fig.4-4). Los datos se encuentran en el Apéndice I.

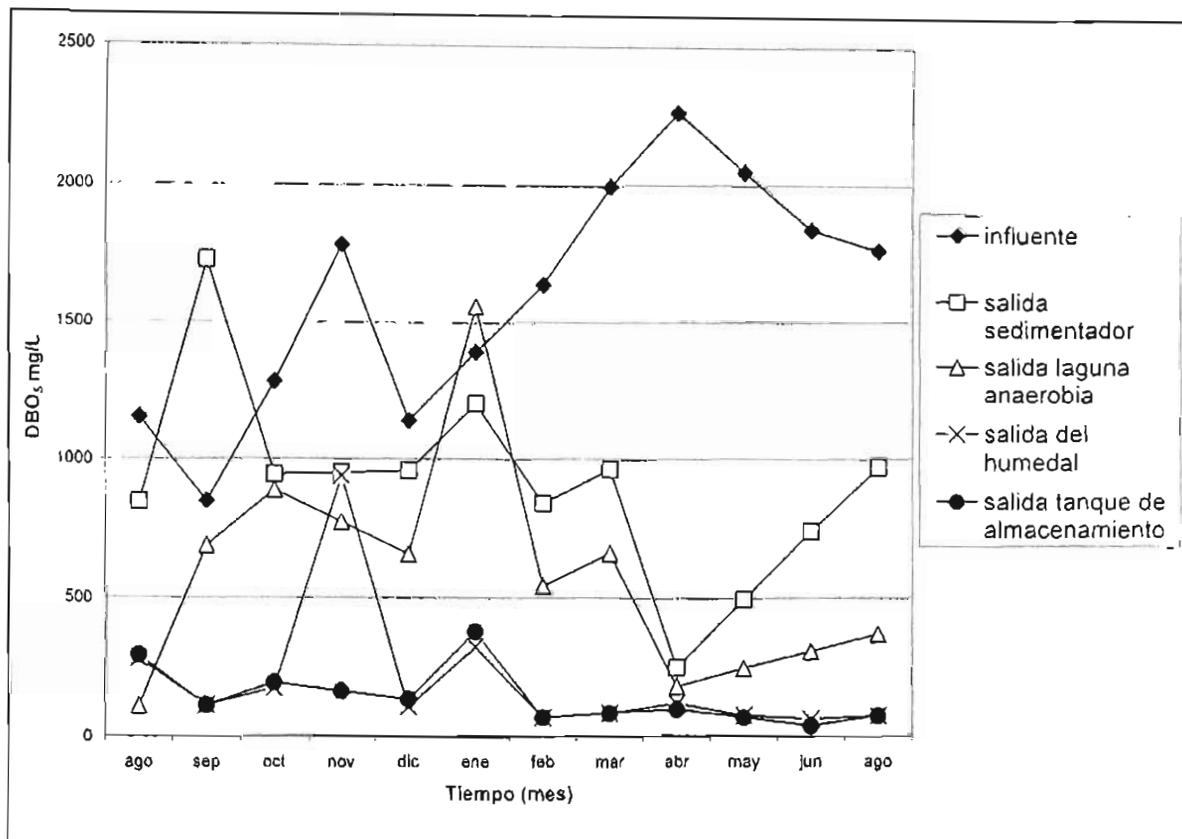


Fig. 4-3. Gráfica que muestra la elevada capacidad del sistema de humedales para reducir la demanda bioquímica de oxígeno

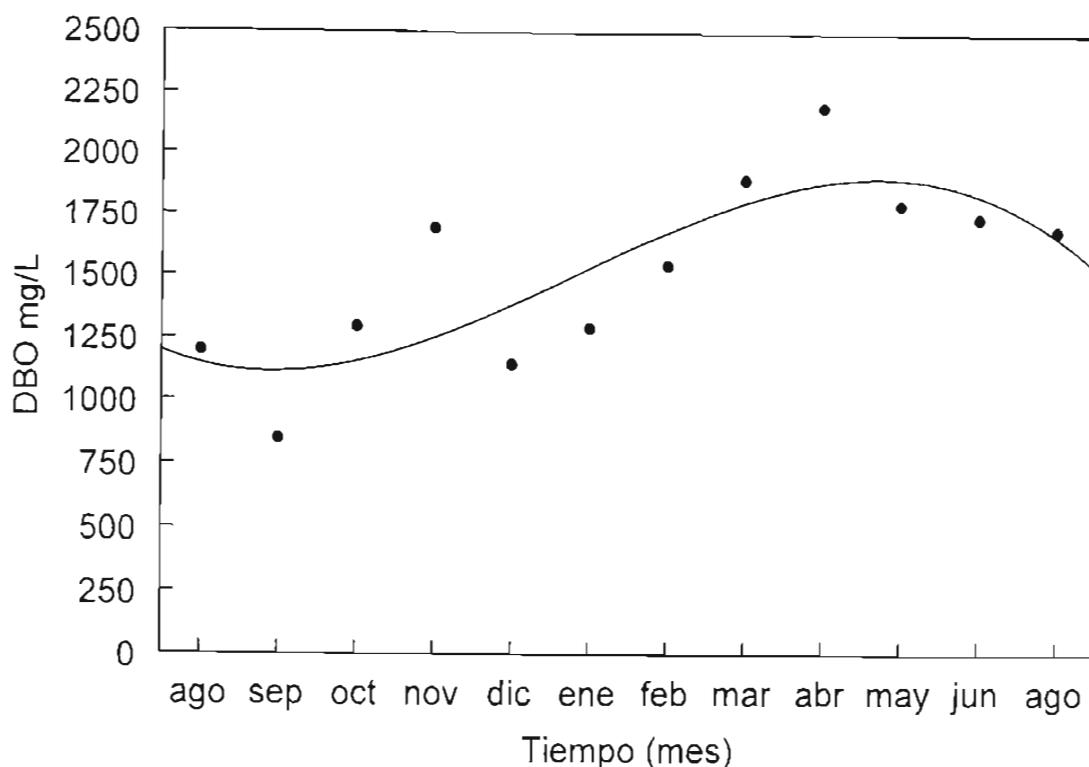


Fig.4-4. Correlación que muestra la variabilidad de la DBO₅ total, de entrada (M₁) con respecto al tiempo

Este fenómeno pudo estar relacionado a la variación en la matanza del ganado bovino y porcino, ya que según informes de la propia administración, esta matanza puede variar de acuerdo a la oferta y la demanda. Por ejemplo, en septiembre y octubre, respectivamente, la DBO₅ total, en el influente fue de 805 y 1282 mg/L, mientras que para marzo y abril este parámetro se incrementó a 2000 y 2264 mg/L.

Asimismo, se observa que la planta de tratamiento reportó desde los primeros meses de estar funcionando eficiencias globales cercanas a un 80%, para la DBO₅ total, siguiendo un patrón de incremento conforme maduraban los lechos de *Phragmites australis*, *Thypha latifolia* y *Scirpus lacustris*. Esta misma eficiencia se vio ligeramente disminuida durante

los meses fríos de año como lo fue enero con 68.33% y recuperándose en abril con 95% (Fig.4-3).

Al evaluar la eficiencia en la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno con respecto al periodo de estudio (Fig. 4-5), el análisis estadístico señaló diferencias significativas en dicha remoción cuyos valores son los siguientes: $BI = -360.79$, $r = -0.82$ y $r^2 = 0.6730$.

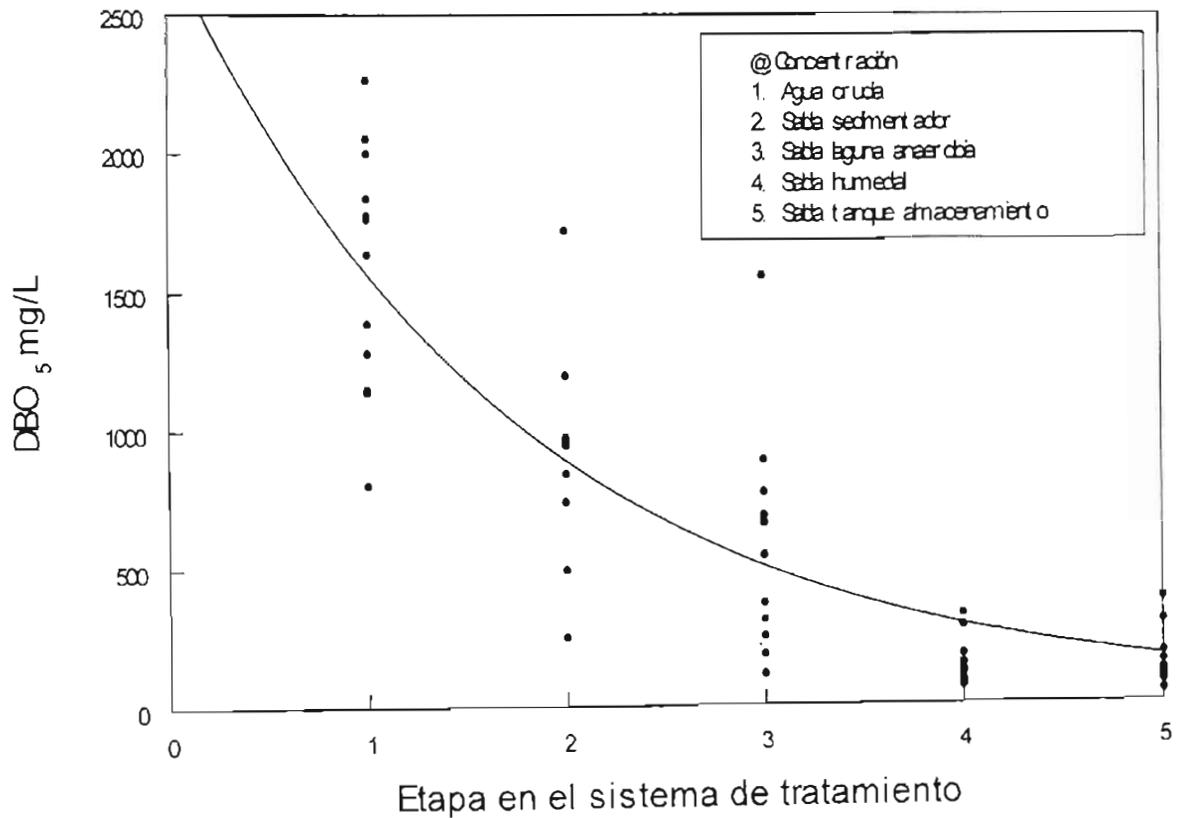


Fig.4-5. Correlación que muestra la disminución de la DBO₅ total, con respecto al avance en el sistema de tratamiento

Tabla 4-3. Eficiencias promedio de remoción de DBO₅ total en el sistema estudiado

Punto de muestreo	Influyente 1	Salida del sedimentador 2	Salida de la laguna anaerobia 3	Salida del humedal 4	Salida del tanque de almacenamiento 5
Concentración promedio de materia orgánica total mg / L	1567	905	567	137	144
% remoción	0.00%	42.24%	37.34%	75.83%	0.00%

Por otro lado, la temperatura ambiental jugó un papel determinante en la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (Breen y Chick, 1994), observándose durante los meses fríos del año una marcada disminución en la eficiencia del sistema con 68.33% (la más baja del muestreo). Este resultado lo reporta también Bonomo *et al.* (1995) para un sistema que atendió aguas de desecho domésticas, mencionando que la temperatura fue decisiva en la remoción de la DBO₅ total, la DQO total y los SS. Por otro lado, Malsevski y Bisogni (1995) reportan valores de remoción para la DBO₅ total de un 97.5% para la estación calurosa del año, lo cual fue comparable con los datos obtenidos en este caso de un 97.8% para agosto de 1995 (Fig. 4-4).

Otro aspecto importante en la demanda bioquímica de oxígeno fue su relación con la constante de rapidez de reacción de primer orden en sistemas de tratamiento de flujo subsuperficial (Tabla 4-4). Para llegar a obtener la constante de degradación de materia orgánica fue necesario retomar la ecuación de Reed *et al.* (1995), para calcular el área superficial del sistema de flujo superficial:

$$K_t = \frac{Q[\ln(C_o/C_e)]}{A_s(y)(n)} \quad (4-1)$$

donde:

A_s = Área superficial m^2

Q = gasto m^3 /día

C_o = DBO₅ total del influente en mg/L

C_c = DBO₅ total del efluente mg/l.

K_1 = constante de rapidez de reacción de primer orden, 1/d

y = profundidad del sistema de flujo superficial, m

n = Constante de porosidad del medio adimensional

Realizando una comparación de las constantes de degradación bacteriana en distintos humedales construidos se puede inferir que la $K_1 = 0.6927$ para el matadero de Pachuca, estuvo muy apegada a lo reportado por otros autores (ver Tabla 4-4).

En lo concerniente a la demanda química de oxígeno total, se observa que, a diferencia de la DBO₅ total, este parámetro no tuvo incrementos en el tanque de almacenamiento (Fig. 4-6). A pesar de que en el diseño para humedales no se considera la DQO, por lo regular este parámetro es del doble de la DBO₅ total, para ciertos giros industriales como el de los cárnicos situación que fue muy similar al resultado teórico.

Asimismo, se lograron determinar variaciones importantes en la entrada del sistema de tratamiento durante el periodo de estudio, existiendo sus máximos incrementos durante los meses de febrero, marzo y abril de 1995 con 4250, 4500 y 5500 mg/L (Tabla A-3 del apéndice

Tabla 4-4. Caracterización de los humedales artificiales con distintos tipos de efluentes

Sistema	Diseño	DBO ₅ total del influente	EFICIENCIA %				Refs	* K _t l/d
			DBO	DQO	SST	NH ₃		
Humedal construido para tratar aguas residuales de una casa ecológica en Uganda, África tropical	Vegetales utilizados: <i>Cyperus papyrus</i> . Dimensiones 158 x 47.5 x 23.5 cm. Gasto 28.8 L / d; temperatura 19-30°C; impermeabilización, polietileno. Sustrato, grava, 5 mm de diámetro	200 mg/L	95	-	-	-	Van Bruggen, et al., 1994	0.3784
Humedal en microcosmos en Hawaii, EEUU para modelar limitantes de área en el trópico para aguas residuales	Vegetales utilizados: <i>Salvinia molesta</i> . Dimensiones, 1.2 x 1.0 x 0.5. Gasto, 108 L / d; tipo de sustrato, suelo	225 mg / L	87	86	-	70	Yang et al., 1994	0.6156
Humedal construido para tratar aguas de origen municipal en Shenzhen, China subtropical (Planta 1)	Vegetales utilizados: <i>Phragmites communis</i> y <i>Cyperus malaccensis</i> . Dimensiones, 8400 m ² . Gasto, 31000 m ³ / d; sustrato, grava	276 mg /d	56	58	81	15	Yang et al., 1994	0.7257
Humedal construido para tratar aguas de origen municipal en Shenzhen, China subtropical (Planta 2)	Vegetales utilizados: <i>Lepironia articulata</i> . Dimensiones, 8400 m ² . Gasto, 31000 m ³ / d; tipo de sustrato: grava	276 mg /d	58	58	7.5	4.3	Yang et al., 1994	1.7823
Humedal construido para tratar aguas de origen municipal en Shenzhen, China subtropical (Planta 3)	Vegetales utilizados: <i>Phragmites communis</i> . Dimensiones, 8400 m ² . Gasto, 31000 m ³ / d; tipo de sustrato: grava	276 mg /d	76	61	86	89	Yang et al., 1994	1.7554
Humedal construido para tratar aguas de origen municipal en Shenzhen, China subtropical (Planta 4)	Vegetales utilizados: <i>Cyperus malaccensis</i> . Dimensiones, 8400 m ² . Gasto, 31000 m ³ / d; tipo de sustrato: grava	276 mg /d	79	73	93	23	Yang et al., 1994	1.8729
Humedal construido para tratar aguas residuales de origen porcino en Shanshui, China	Vegetales utilizados: <i>Phragmites communis</i> . Dimensiones: 101 m ² . Gasto: 80 m ³ / d; tipo de sustrato: grava	716 mg /d	92	93	99		Wang et al., 1994	1.33

*K_t calculadas en esta investigación

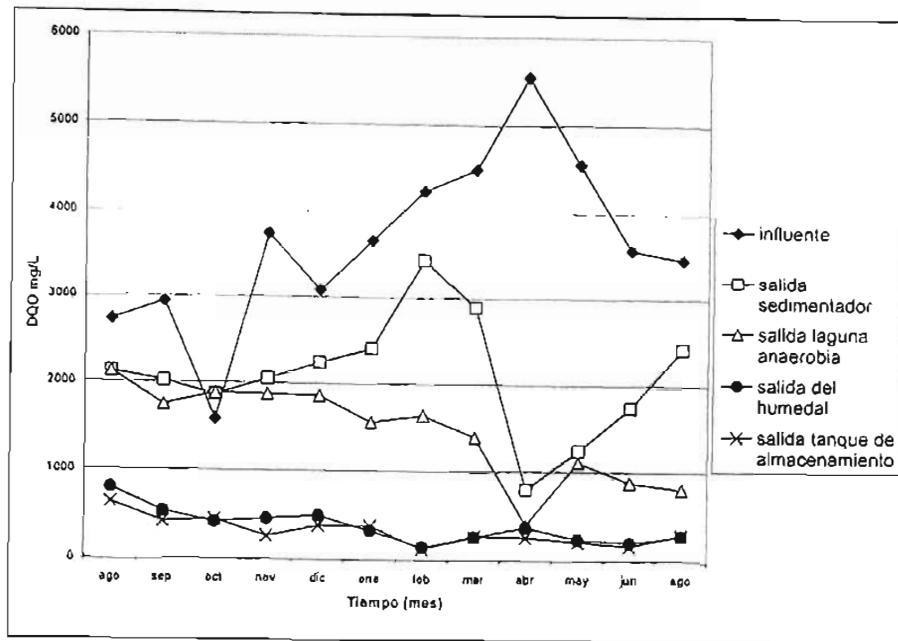


Fig. 4-6. Valores de la demanda química de oxígeno en el sistema de tratamiento

Por lo que respecta al análisis de correlación de la demanda química de oxígeno con respecto a los datos del muestreo se tiene una $B1 = -808.39$, $r = -0.859$ y $r^2 = 0.859$, manifestando con ello diferencias significativas en la remoción de la demanda química de oxígeno con respecto al tiempo con un intervalo de confianza de 95%. Así mismo, se puede decir que la tasa de remoción se incrementó a partir de febrero de 1995, arrojando valores superiores al 95%. Este aspecto cobra gran importancia, ya que autores como Bonomo *et al.* (1995), reportan eficiencias de remoción de un 75% en aguas de desecho doméstico a temperaturas cercanas a los 15°C, concluyendo que la temperatura fue un parámetro decisivo. Por otro lado, Cameroni (1995) menciona eficiencias cercanas al 35% en la remoción de la DQO utilizando un tratamiento de tipo primario. También Bonomo *et al.* (1995) comenta que la DQO fue removida en su mayor proporción por organismos anaerobios, opinión que es coincidente con lo que se observa en la Figura 4-7. Otros autores, como Loveridge *et al.* (1995), mencionan que una parte medular de la remoción de

la DBO₅ y DQO totales y SS los realizan organismos como *Streptomyces*, *Nocavia* sp., *Actinomadura* sp., *Nocardiodies* sp., *Micromonospora* sp., *Thermonospora* sp.

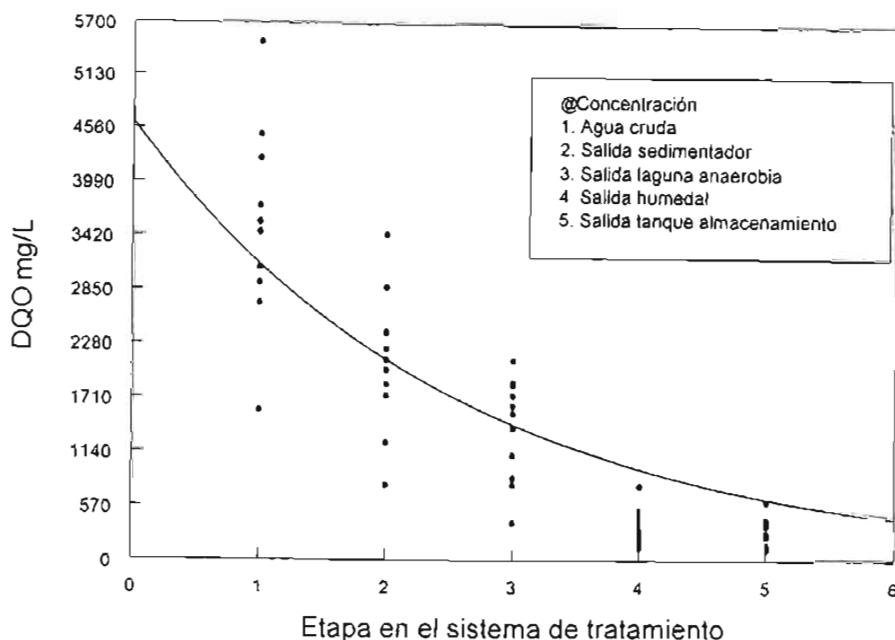


Fig. 4-7. Remoción de la DQO con respecto al punto de muestreo del sistema de tratamiento

Por otra parte, Idelicato y Barbagallo (1995) y Nutall *et al.* (1997), reportan remociones cercanas al 50% de la DQO, decreciendo de 325 mg/L en la entrada a 150 mg/L en la salida. Todo lo anterior pone de manifiesto la potencialidad de los sistemas de depuración de aguas residuales combinados (anaerobios-anaerobios) con las ventajas descritas anteriormente (Rivera *et al.*, 1997). Hipotéticamente se supone que la eficiencia registrada en la remoción de la DBO₅ total y la DQO está ligada a la temperatura puesto que este parámetro fue el principal factor de remoción expresado por Rico (1990).

El balance realizado para el nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y nitratos muestra importantes variaciones a lo largo del periodo de estudio (Ver Tabla 4-5). Los datos se encuentran en el Apéndice I (Tablas A-4 a A-6).

Tabla 4-5. Balance en las concentraciones del nitrógeno del sistema de tratamiento

Fecha	Parámetro	Balance del nitrógeno
Agosto 94	nitrógeno total	81%
	nitrógeno orgánico	-76%
Septiembre 94	nitrógeno total	89%
	nitrógeno orgánico	43%
Octubre 94	nitrógeno total	10%
	nitrógeno orgánico	28%
Noviembre 94	nitrógeno total	77%
	nitrógeno orgánico	43%
Diciembre 94	nitrógeno total	12%
	nitrógeno orgánico	-105%
Enero 95	nitrógeno total	19%
	nitrógeno orgánico	-29%
Febrero 95	nitrógeno total	97%
	nitrógeno orgánico	24%
Marzo 95	nitrógeno total	46%
	nitrógeno orgánico	-191%
Abril 95	nitrógeno total	86%
	nitrógeno orgánico	-459%
Mayo 95	nitrógeno total	81%
	nitrógeno orgánico	0.01%
Junio 95	nitrógeno total	90%
	nitrógeno orgánico	-826%
Agosto 95	nitrógeno total	83%
	nitrógeno orgánico	-0.01%

Estas variaciones estuvieron relacionadas a tres factores determinantes: fotoperíodo, temperatura, variaciones en las cargas orgánicas y los procesos de óxido-reducción (Hawkins *et al.*, 1998; Davies y Cottinham, 1993).

El foto-período tuvo una incidencia muy marcada en el crecimiento vegetativo de las hidrófitas, demandando con ello mayor cantidad de macro y micronutrientes (fosfatos y nitratos), observándose este fenómeno al inicio de la primavera y el verano. Asimismo, se considera que este comportamiento fue muy importante, al grado que las plantas bajo estas condiciones aumentaron su biomasa, ocasionando con ello mayor consumo de nutrientes. De modo contrario durante las estaciones del otoño e invierno donde el crecimiento es

mínimo o nulo, la planta permaneció en estado de letargo a pesar que se contó con los nutrimentos, humedad y energía luminosa necesarios (Hawkins *et al.*, 1998).

En relación con la temperatura ambiental se puede decir que este parámetro jugó un papel determinante en la remoción del nitrógeno total a lo largo del período de estudio como se observa en la Tabla 4-5. Sin embargo durante los meses fríos del año como lo fueron diciembre de 1994 y enero de 1995, la eficiencia en la remoción de este parámetro disminuyó considerablemente. Por su parte, el nitrógeno orgánico a pesar de que tuvo remociones importantes de acuerdo con los datos de los muestreos realizados, siempre estuvo sujeto a los procesos de óxido-reducción, principalmente al final del tratamiento (tanque de almacenamiento).

Por su parte, el análisis de correlación para el nitrógeno orgánico con respecto al tiempo, permitió distinguir los siguientes resultados: $B1 = -5.586$, $r = -0.658$ y $r^2 = 0.4335$, indicando con ello diferencias significativas en la disminución de este parámetro con respecto al tiempo (Fig. 4-8). Esta correlación permitió asimismo observar la facilidad con la que el sistema de tratamiento transformó el nitrógeno orgánico en amoniacal. Sin embargo, este resultado, no se puede generalizar para todos los procesos de nitrificación ya que la transformación de nitrógeno amoniacal a nitratos fue mínima.

Por otro lado Hawkins *et al.* (1998), realizaron experimentos con humedales de flujo subsuperficial como tratamiento secundario para atender desechos porcinos. Las estimaciones en el balance de nitrógeno y fósforo sugirieron que los lechos de macrófitas son un excelente sistema de tratamiento para los efluentes líquidos con reducciones de masa mayores de 34% para sólidos totales, y 63% para NTK-N y $\text{NH}_4\text{-N}$. Esta estimación resulta aplicable sólo para el nitrógeno total y orgánico ya que sus reducciones fueron superiores a los reportados por Hawkins *et al.* (1998), pero no así para el nitrógeno amoniacal ni tampoco para los nitratos los cuales observaron remociones muy variables (Fig. 4-9).

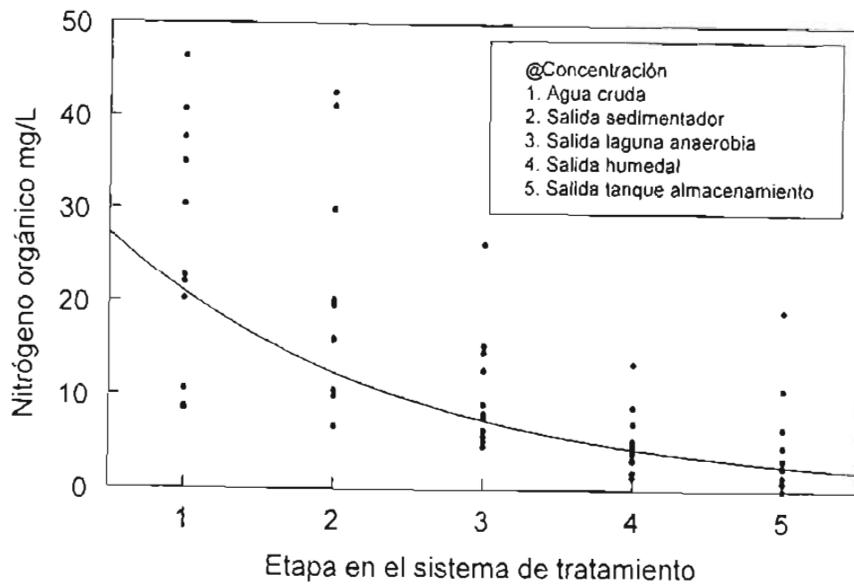


Fig.4-8. Disminución del nitrógeno orgánico a lo largo del sistema de tratamiento

La presencia abundante de nitrógeno amoniacal en la salida sedimentador y estanque anaerobio, demuestra que los procesos reductivos fueron muy considerables, demostrando con ello importantes zonas anóxicas en todo el sistema de tratamiento (Athie y Cerri, 1987; Hill *et al.*, 1997). Asimismo, una parte importante del nitrógeno total quedó como lodo anaerobio en el sedimentador y la laguna anaerobia, mientras que el restante quedó en biomasa vegetal de los humedales.

Asimismo, se considera que las cargas orgánicas elevadas en el sistema de tratamiento, no permitieron transformar de manera adecuada, el nitrógeno amoniacal en formas más oxidadas como los nitritos y los nitratos por parte de las poblaciones microbianas (Fig.4-10). Esta observación es apoyada en la información de las concentraciones de nitrógeno amoniacal presente en el mes de febrero, las cuales presentaron un incremento en la salida del humedal.

Por otro lado, si se realiza un análisis de la materia orgánica que entra al sistema de tratamiento (hemoglobina, colágeno, tejido adiposo, detritus fecales y gran cantidad de

celulosa como fibra vegetal) se determina que es muy rica en materia nitrogenada mas no de materia fosfatada. Este fenómeno es de gran importancia ya que Reddy *et al.* (1998) consideran que este fenómeno limita el crecimiento de las poblaciones microbianas ocasionando con ello disminución en las transformaciones de materia orgánica en el sistema de tratamiento.

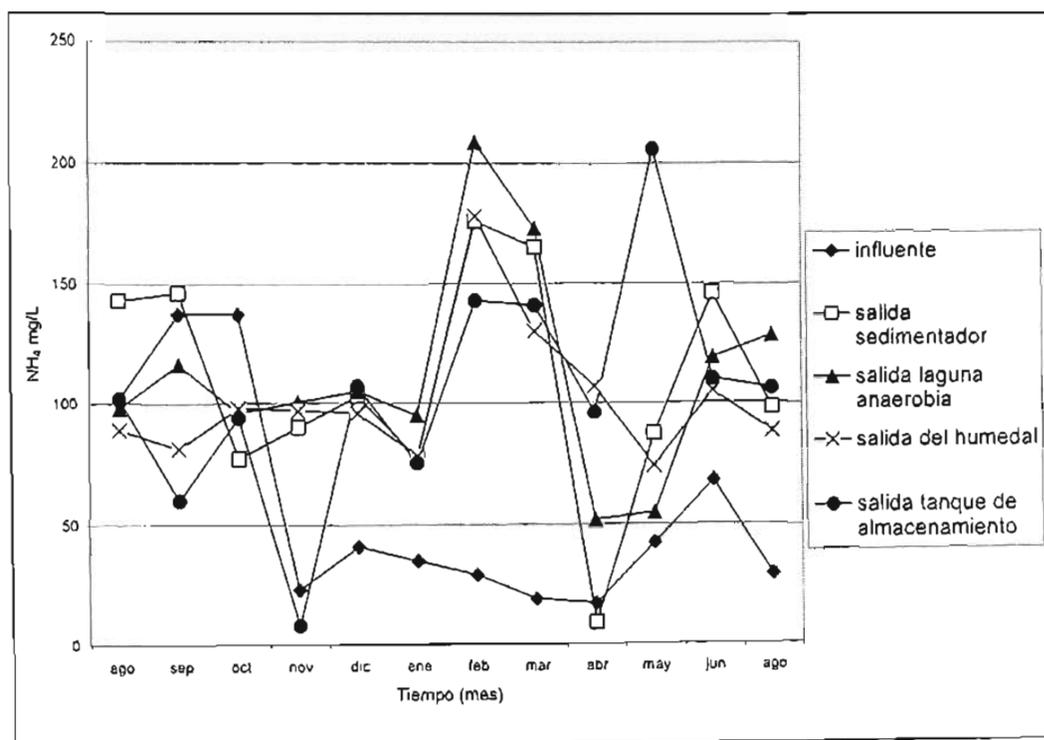


Fig. 4-9. Variación en la concentración de nitrógeno amoniacal en el sistema de tratamiento

Otro factor importante que pudo haber influido en los procesos de nitrificación fue una ligera variación en la escala básica del pH en el sistema de tratamiento. Esto es debido al aumento de algas las cuales oxigenaron las partes más superficiales los lechos de *Phragmites*, ocasionando con ello desarrollo de organismos del género *Nitrosomas* y *Nitrobacter* facilitando de ésta forma los procesos de nitrificación (Campbell, 1987).

Otro aspecto importante en la variación de los procesos de nitrificación (Fig. 4-9) en los lechos de humedales fue la posible toxicidad del amoníaco en el rizoma de las hidrófitas, ya que Hill *et al.* (1997), evaluaron el efecto del amoníaco en la biomasa de cinco especies de plantas hidrófitas para humedales artificiales (*Sagitaria latifolia*, *Phragmites australis*, *Scirpus lacustrus*, *Thypha latifolia* y *Juncus roemerianus*). El experimento consistió en aplicar distintos niveles de amoníaco a las plantas. El análisis estadístico demostró que sólo la especie afectada por la concentración de amoníaco fue *Scirpus lacustrus* cuya biomasa fue menor a las otras cuatro especies.

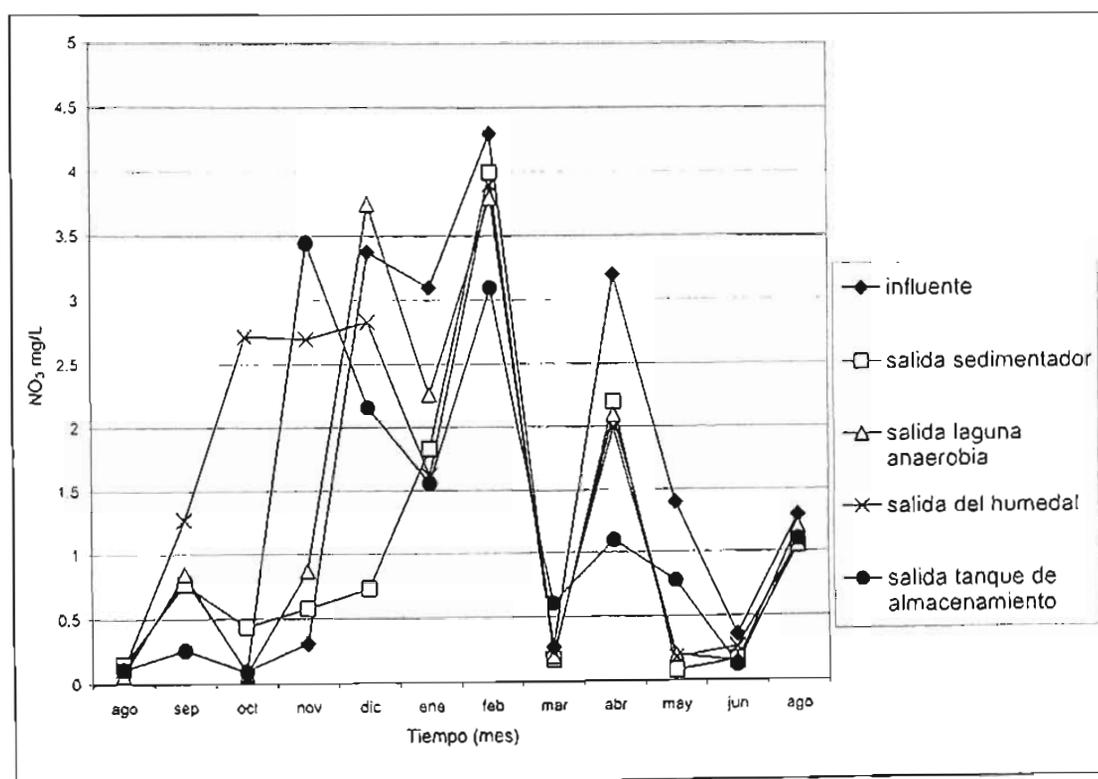


Fig. 4-10. Variación en la concentración de nitratos en el sistema de tratamiento

Por su parte, Tanner *et al.* (1998) determinaron el efecto del amoníaco en la maduración de humedales construidos en lechos de grava, en su cuarto y quinto año de operación. Los resultados encontrados por estos investigadores reportan que el amoníaco no fue significativamente determinante en el crecimiento de los *Phragmites australis*. Con

respecto al humedal de Pachuca, se puede decir que el desarrollo vegetativo de *Phragmites australis*, *Thypha latifolia* y *Scirpus lacustris* no se vio afectado de forma considerable por las concentraciones de amonio, aunque no se logró evaluar la biomasa, de hidrófitas en peso seco.

Los compuestos como: nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico y nitratos, que hasta ahora se han considerado, se oxidan o se reducen por medio de los microorganismos (Campbell, 1987). Sin embargo, para el fósforo que existe en el medio, casi en su totalidad en forma de fosfato u ortofosfato, las remociones fueron poco significativas e incluso en lo que respecta a octubre y diciembre de 1994 y de febrero a junio de 1995, hubo aporte al sistema (Tabla 4-6).

Tabla 4-6. Valores de ortofosfatos (mg/L), en el sistema de tratamiento de aguas residuales del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

	1994						1995					
	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Ago.
Influyente	15.5	33.5	19.0	31.1	27.1	*	29.8	17.2	45.6	*	19.0	31.3
Sedimentador	24.9	55.3	28.0	*	32.5	29.1	22.6	31.2	2.6	7.0	35.8	35.8
Laguna anaerobia	30.2	33.1	29.0	*	33.0	29.1	35.4	36.8	16.0	12.2	27.0	40
Salida del humedal	9.7	22.4	31.5	*	29.5	22.7	33.2	50.5	32.9	20.8	22.0	32
Salida del tanque	13.7	24.3	31.0	28.1	27.7	20.2	40.0	30.7	32.6	*	19.0	37.9

*No se cuenta con estos valores debido a que el sistema se encontraba en mantenimiento

Por otro lado, si se comparan los resultados con los reportados por otros autores se observa que Wood (1994) mencionan que, para humedales artificiales con efluentes domésticos con concentraciones de ortofosfatos de 1.9 mg/L, se tienen remociones de un 55%. Para Haberl *et al.* (1994), sus remociones son menos significativas para los ortofosfatos en un orden de 47%. Estos resultados cobran gran importancia, por el hecho de que mientras Wood (1994) trabaja con un clima tropical, subtropical (Noreste de África), Haberl *et al.* (1994) lo establece para el Norte de Europa, implicando con ello mayores remociones en lugares donde la temperatura no es tan drástica.

Para el humedal del matadero, se reporta que solo en el mes de enero de 1995 se alcanzó una remoción cercana al 21.99%. Este fenómeno tal vez esté relacionado a las investigaciones que Reddy *et al.* (1998), realizaron en la cuenca del Río Kissimmee y Taylor Creek, en Florida EEUU de América, donde determinaron la capacidad de absorción de fósforo por los sedimentos de los humedales, encontrando que los valores de remoción de ortofosfatos fueron dos veces mayores bajo condiciones aerobias que bajo condiciones anaerobias; reportando que la capacidad de absorción del fósforo disminuyó aproximadamente 35% bajo condiciones anaerobias. Asimismo se conoce que existe una relación de fósforo con los sedimentos de los suelos de humedales, citando que algunas formas amorfas y pobremente cristalinas de hierro y aluminio, son capaces de retener hasta en un 87% de fósforo disponible en el ambiente.

Otro aspecto importante en las concentraciones de fósforo encontradas fue la formación de biomasa microbiana, Kadlec (1994) al estudiar un humedal de flujo superficial encuentra que el crecimiento vegetativo lleva consigo una demanda de fósforo y la muerte celular un aporte del mismo tomando en cuenta la formación de un lodo sedimentario el cual disminuiría el ión fosfato.

Otra posible causa de la variación del ortofosfato, tal vez esté relacionada a la falta de maduración del humedal del rastro, ya que autores como Rodier (1981) mencionan concentraciones de 0.01 a 0.07 mg/L en ambientes acuáticos comentando que en las aguas residuales estos valores pueden ser mucho más altos. Por otro lado, la adición de fósforo en los cuerpos de agua puede incrementar el crecimiento de las algas y causar la eutrofización. Sin embargo, en este caso, las concentraciones bajas de este nutrimento permitieron un aumento de las poblaciones de bacterias ocasionando con ello mayor eficiencia en el sistema.

Una fuente importante de entrada de los ortofosfatos al sistema de tratamiento lo representan los detergentes utilizados durante los procesos de producción; sin embargo, para este giro su utilización fue mínima. Por último, parte del fósforo, fue consumido por

los microorganismos descomponedores como los hongos, los cuales contienen de un 0.5 a 1.9% de su peso y las bacterias entre 1.5 a 2.5%, mientras que para las plantas superiores la proporción es de 0.5 a 5.0% del peso de la planta.

En relación con los sólidos suspendidos, sedimentables, disueltos y totales, estos se presentan en la Tabla 4-9. Siendo los sólidos suspendidos uno de los parámetros más difíciles de remover en las aguas residuales, estos tuvieron una importante remoción en la salida de los humedales llegando en los meses de septiembre, noviembre y diciembre de 1994 a remociones cercanas al 100% (ver Figura 4-11). Por otro lado, en los meses de febrero, marzo y abril se observaron incrementos, de 496, 198 y 93 mg/L, respectivamente. Este comportamiento tal vez estuvo relacionado con dos factores importantes, el aumento en las altas cargas orgánicas en la entrada del sistema de pretratamiento y la disminución de la eficiencia del sistema en los meses fríos del año.

Tabla 4-7. Valores de sólidos suspendidos, sedimentables, disueltos y totales (mg/L), del sistema de humedales del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Mes	Estación	1	2	3	4	5
Agosto '94	I	330	290	200	90	85
	II	0.1	0	0.4	0	0
	III	1724	1542	1630	1056	1171
	IV	2054	1832	1830	1140	1250
Septiembre	I	90	1700	110	20	20
	II	< 0.1	31	0.4	< 0.1	0.2
	III	1566	2160	1540	1068	888
	IV	1656	3860	1656	1088	908
Octubre	I	750	510	545	140	170
	II	5.1	1.4	1.1	0.8	0.1
	III	966	1358	1297	1256	1234
	IV	1716	1868	1842	1396	1404
Noviembre	I	460	*	*	*	0
	II	2	*	*	*	0
	III	716	*	*	*	876
	IV	1176	*	*	*	876

Mes	Estación	1	2	3	4	5
Diciembre '94	I	2380	680	200	10	0
	II	70	32	8	0.6	0.5
	III	856	1704	946	978	996
	IV	3236	2384	1152	988	996
Enero '95	I	*	170	23	20	7
	II	*	4	5	0	0
	III	*	1858	1721	1164	1009
	IV	*	2028	1744	1184	1016
Febrero	I	3320	1800	610	503	496
	II	4	40	10	0	0.1
	III	312	1464	1422	905	904
	IV	3632	3264	2032	1408	1400
Marzo	I	2340	746	264	225	198
	II	2	0.1	0.1	0.1	0.1
	III	1528	1302	1577	1046	1014
	IV	3868	2048	1601	1271	1212

Mes	Estación	1	2	3	4	5
Abril	I	1360	270	160	153	93
	II	2	0.2	0.1	0.1	0.1
	III	2744	584	868	1069	1127
	IV	4104	854	1028	1222	1220
Mayo	I	*	830	640	39	*
	II	*	3.2	12.5	0.1	*
	III	*	412	807	965	*
	IV	*	1242	1447	1004	*
Junio	I	1420	1160	260	88	48
	II	3	3.5	0.9	0	0
	III	1934	730	1098	886	848
	IV	3354	1890	1358	974	896
Agosto	I	1680	1950	780	145	200
	II	9	20	7.5	0.1	1.5
	III	856	560	970	1001	1170
	IV	2536	2510	175	1140	1370

*No se cuenta con estos valores debido a que el sistema se encontraba en mantenimiento

- I = Sólidos suspendidos
- II = Sólidos sedimentables
- III = Sólidos disueltos
- IV = Sólidos totales

Wiandt *et al.* (1994), reportan eficiencias en la remoción de este parámetro entre un 58 y 60% para influentes de 133.5 mg/L y efluentes de 69 mg/L, bajo sistemas de lodos activados. Estos reportes indican una alta capacidad de los humedales artificiales, como sistemas depuradores de aguas residuales. Por otro lado Chick y Mitchell (1994), al trabajar con un sistema piloto de humedales en Australia, reportan eficiencias cercanas al 75%, lo cual coincide también con Haberl *et al.* (1994) quienes reportan la misma eficiencias.

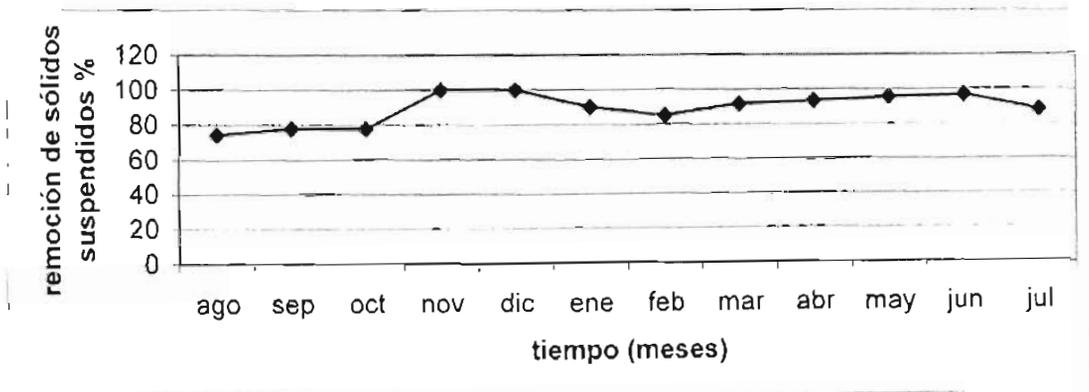


Fig. 4-11. Remoción porcentual de sólidos suspendidos totales

Con respecto a los sólidos sedimentables, se puede decir que se removieron casi en su totalidad (Tabla 4-7). Esta eficiencia está relacionada con la presencia del pretratamiento (sedimentador), la laguna anaerobia para alta carga orgánica (tratamiento primario) y, posteriormente, el humedal (tratamiento terciario). Estos procesos permitieron que los sólidos sedimentables disminuyeran, conforme avanzaba el proceso (Bavor *et al.*, 1989; Tanner y Sukias, 1995).

La cantidad de sólidos disueltos, por su parte, fue uno de los parámetros que menor remoción tuvo durante todo el muestreo. Esto se debe a que algunos de ellos son compuestos poco biodegradables y pasan a lo largo de los sistemas sin eliminarse.

Asimismo, la porción coloidal contiene un porcentaje mayor de materia orgánica que la verdaderamente disuelta, debido a que ésta incluye a todas las sales minerales del agua de abastecimiento.

Es importante señalar que uno de los parámetros que mayor control debe tener en los efluentes tratados, es precisamente el de la remoción de organismos dañinos, medidos indirectamente como coliformes fecales (Tabla 4-8). Esto se basa en el hecho de que la presencia de bacterias y otros organismos patógenos en el agua tratada trae consigo problemas muy serios para la salud pública (Rivera *et al.*, 1994). Las concentraciones de estos microorganismos indicadores están reguladas por las normas oficiales mexicanas, para cuando las personas tienen o no contacto directo con agua tratada.

También es importante señalar que, para ajustarse a la norma técnica oficial, muchas empresas desinfectan sus efluentes tratados con hipoclorito de sodio, medida que no es muy apropiada por el hecho de que muchos efluentes (incluido el del rastro), son ricos en nutrientes como: nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico, nitratos, fosfatos, los cuales reaccionan con el cloro y, además, pueden formar cloraminas en su modalidad de mono y dicloraminas, las cuales son altamente carcinogénicas (Gilles *et al.*, 1994).

Al final del sistema de tratamiento se logró una depuración de coliformes tanto fecales como totales mayores a los 5 logaritmos decimales. De esta manera se alcanzaron los parámetros de la norma establecida para descarga de efluentes y, lo más importante de este fenómeno, fue que se logró sin necesidad de clorar el agua tratada (Gaceta Ecológica, 1993; Poggi *et al.*, 2001).

Puede decirse que el tiempo de adaptación de los humedales artificiales fue un factor determinante en la remoción de los coliformes, ya que se reporta que este tiempo de adaptación permite que las colonias de rotíferos, ciliados y amibas logren adaptarse al medio reproduciéndose y alimentándose de los coliformes (Avery *et al.*, 1995; Rogerson y Hannah, 1996). Asimismo, la reproducción de este grupo de coliformes trae consigo la producción de bióxido de carbono, el cual sirve para que la población de algas se desarrolle aportando el oxígeno necesario a las colonias depredadoras (Bitton, 1994).

Tabla 4-8. Disminución de coliformes totales y fecales en el sistema de tratamiento

Muestreo	Grupo	$\log_{10}(I)$	$\log_{10}(E)$
1	col. fecales	$\log_{10}(5.4 \times 10^{12})=12.7324$	$\log_{10}(2 \times 10^{10})=10.3010$
1	col. totales	$\log_{10}(2.4 \times 10^{13})=13.3802$	$\log_{10}(2 \times 10^{10})=10.3010$
2	col. fecales	$\log_{10}(10 \times 10^{13})=14.0000$	$\log_{10}(10 \times 10^8)=9.0000$
2	col. totales	$\log_{10}(27 \times 10^{13})=14.4314$	$\log_{10}(2 \times 10^8)=8.3010$
3	col. fecales	$\log_{10}(2 \times 10^{11})=11.3010$	$\log_{10}(2 \times 10^6)=6.3010$
3	col. totales	$\log_{10}(10 \times 10^{11})=12.0000$	$\log_{10}(2 \times 10^6)=6.3010$
4	col. fecales	$\log_{10}(13 \times 10^7)=8.1140$	$\log_{10}(2 \times 10^5)=5.3010$
4	col. totales	$\log_{10}(13 \times 10^7)=8.1140$	$\log_{10}(2 \times 10^5)=5.3010$
5	col. fecales	$\log_{10}(350 \times 10^7)=9.5440$	$\log_{10}(49 \times 10^3)=4.6901$
5	col. totales	$\log_{10}(240 \times 10^9)=11.3802$	$\log_{10}(49 \times 10^3)=4.6901$
6	col. fecales	$\log_{10}(180 \times 10^4)=6.2552$	$\log_{10}(70 \times 10^3)=4.8451$
6	col. totales	$\log_{10}(920 \times 10^5)=7.9637$	$\log_{10}(280 \times 10^3)=5.4471$
7	col. fecales	$\log_{10}(280 \times 10^8)=10.4471$	$\log_{10}(93 \times 10^5)=6.9684$
7	col. totales	$\log_{10}(280 \times 10^8)=10.4472$	$\log_{10}(93 \times 10^5)=6.9684$
8	col. fecales	$\log_{10}(350 \times 10^8)=10.5440$	$\log_{10}(17 \times 10^3)=4.23$
8	col. totales	$\log_{10}(350 \times 10^8)=10.5440$	$\log_{10}(49 \times 10^3)=4.6901$
9	col. fecales	$\log_{10}(35 \times 10^9)=10.5440$	$\log_{10}(8 \times 10^{10})=3.90$
9	col. totales	$\log_{10}(350 \times 10^8)=10.5440$	$\log_{10}(33 \times 10^3)=4.5185$
10	col. fecales	$\log_{10}(2 \times 10^6)=6.3010$	$\log_{10}(2 \times 10^5)=3.3010$
10	col. totales	$\log_{10}(2.6 \times 10^6)=6.4149$	$\log_{10}(2.8 \times 10^5)=5.4471$
11	col. fecales	$\log_{10}(17 \times 10^8)=8.845$	$\log_{10}(2 \times 10^3)=3.3010$
11	col. totales	$\log_{10}(2400 \times 10^9)=12.3802$	$\log_{10}(540 \times 10^3)=5.7323$
12	col. fecales	$\log_{10}(34 \times 10^{10})=11.5314$	$\log_{10}(2 \times 10^2)=2.3010$
12	col. totales	$\log_{10}(34 \times 10^{10})=11.5314$	$\log_{10}(2 \times 10^2)=2.3010$

* Tanto el efluente como el influente están expresados en unidades formadoras de colonias

A su vez, estas colonias depredadoras forman un grupo muy importante y poco estudiado en el tratamiento de aguas residuales, llegando incluso a depender la remoción de coliformes de la presencia o ausencia de estas colonias depredadoras. De esta manera, conociendo más detalladamente la ecología de estos microorganismos, se pueden realizar

modificaciones a los criterios de diseño en humedales artificiales y no sólo trabajar con una constante de remoción de materia orgánica teórica (K_t) (Avery *et al.*, 1995; Brix, 1997).

Gilles *et al.* (1994) mencionan que, en un estudio de remoción de coliformes fecales donde se utilizaron varias plantas entre las que se destacan *Phragmites australis* y *Scirpus lacustris* con la primera especie, se obtuvieron remociones de 99.85% mientras que con la segunda se alcanzó un 98.93%. Comentan que, en general, las plantas acuáticas son un método potencial para en el tratamiento de aguas residuales. Por otro lado, Chick y Mitchell (1994) reportan en un estudio piloto una reducción de coliformes fecales de 12 millones de colonias formadores por 100 mL (1.2×10^7), en la entrada del sistema a 150 000 (1.5×10^5) en la salida del sistema (2 logos).

Por otro lado, Malcevschi y Bisogni (1995) diseñaron unos humedales artificiales para proporcionar un tratamiento adicional a efluentes secundarios de cinco poblados pequeños (Bobbio, Tyvo, Perno, Masagla y Ottone). La implementación de estos sistemas se llevó a cabo con plantas naturales de la región pertenecientes a los géneros *Phragmites*, *Typha*, *Carex* y *Lemna*, mejor conocidos como carrizos, tules, pasto y lirio acuático. Las determinaciones reportadas indicaron que la eficiencia en la remoción de coliformes fecales fue de aproximadamente 99%.

Con relación a los resultados de los microorganismos patógenos se puede determinar, que tanto *Salmonella* sp., *Shigella* sp. y *Vibrio cholerae* estuvieron presentes sólo en el primer muestreo. La única que logró sobrevivir al sistema de tratamiento fue *Salmonella* sp. Como se observa en la Tabla 4-9, en los subsiguientes muestreos se reportó *Salmonella* durante la entrada y salida del sistema de tratamiento (septiembre, enero y marzo), solamente para marzo se obtuvo una remoción completa. Con respecto a los patógenos puede decirse que de tres bacterias determinadas: *Salmonella* sp. *Shigella* sp. y *Vibrio cholerae*, sólo esta última, estuvo presente durante los meses de abril y mayo respectivamente, los otros patógenos solo estuvieron presentes durante el primer muestreo.

Tabla 4-9. Disminución de bacterias patógenas en el sistema de tratamiento

	Influyente			Efluente		
	<i>Salmonella</i>	<i>Shigella</i>	<i>Vibrio cholerae</i>	<i>Salmonella</i>	<i>Shigella</i>	<i>Vibrio cholerae</i>
Ago.	++++	++	++++	+	-	-
Sep.	+	-	-	+	-	-
Oct.	-	-	-	-	-	-
Nov.	-	-	-	-	-	-
Dic.	-	-	-	-	-	-
Ene.	++++	-	-	++	-	-
Feb.	-	-	-	-	-	-
Mar.	++	-	-	-	-	-
Abr	-	-	-	-	-	-
May	-	-	-	-	-	-
Jun.	-	-	-	-	-	-
Ago.	-	-	-	-	-	-

1. *Salmonella* sp. 2. *Shigella* sp. 3. *Vibrio cholerae*

++++ presente en toda la caja Petri

+ presente en ¼ de la caja Petri

++ presente en la mitad de la caja Petri

- ausencia total

Estos resultados tal vez están relacionados con la presencia de factores físicos como el incremento de la temperatura, descrito por Williams *et al.* (1995), quienes mencionan que *Vibrio cholerae*, es una especie netamente oportunista, la cual presenta buenas condiciones de temperatura puede convertirse en un grave problema de epidemia; no obstante, esta bacteria es muy débil y no sobrevive a cambios bruscos del ambiente. Otro aspecto interesante es que estas tres bacterias presentan menos capacidad de reproducirse en condiciones ambientales como el sistema de tratamiento, por lo que son fácilmente fagocitadas por sus depredadores (Rogerson y Hannah, 1996).

Por otro lado, *Shigella* sp., fue un poco menos persistente en el sistema de tratamiento, encontrándose sólo en la entrada del sistema durante el primer mes de muestreo. Asimismo, se considera que la poca representatividad de los microorganismos patógenos descritos anteriormente tal vez estuvo relacionado a que se modificó la técnica

para patógenos, la cual considera un tiempo de 24 horas y las muestras sólo estuvieron expuestas 2 horas. Esto cobra gran importancia ya que Bonomo *et al.* (1995) reportan en su investigación la presencia de *Salmonella* sp., en casi todos sus muestreos. Así mismo, pudo deberse a que mientras Bonomo *et al.* (1995) trabajan con residuos domésticos, para este trabajo se utilizaron residuos agropecuarios.

V. CONCLUSIONES

- Al evaluar el comportamiento de un humedal artificial como tratamiento terciario a lo largo de un año, en términos de remoción de concentraciones de materia orgánica, macro nutrientes (N y P) y bacterias patógenas, se logró determinar que la temperatura ambiental ejerció gran influencia en el humedal artificial.
- En relación con la materia orgánica expresada como DBO₅ y DQO totales se determinaron altas remociones en el sistema de tratamiento especialmente en forma global y, en el humedal artificial, cumpliendo con las normas NOMCCA-OOI/93 y NTECCA-032-91.
- El nitrógeno (orgánico, amoniacal y nitratos) mostró grandes variaciones de remoción, lo cual es atribuible a factores intrínsecos como: fotoperíodo, temperatura y altibajos en las cargas orgánicas.
- La participación de las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal en los humedales artificiales tuvo un efecto inhibitorio en el rizoma de la planta.
- La reducción en la concentración de ortofosfatos no fue significativa en el efluente del sistema de tratamiento, llevándose a cabo su remoción principalmente por los lodos y biomasa vegetal.
- Al igual que la DBO₅ y DQO totales los sólidos suspendidos manifestaron importantes remociones llegando incluso a remociones cercanas al 100% .
- Los sólidos disueltos presentaron poca remoción en el sistema de tratamiento siendo en algunos muestreos de 50%.
- Los valores de pH a lo largo del sistema de tratamiento fueron neutros.

- El oxígeno disuelto se incrementó conforme a la maduración de los lechos.
- En la remoción de coliformes totales y fecales al final de los muestreos alcanzó los 8 logaritmos. Ajustándose a la norma técnica oficial NOM-PA-CCA-022/93 que se refiere a la industria de la matanza de animales y empacados cárnicos y a la NOM CCA-001/93 para riego.
- La Kt calculada para el matadero tuvo similitud a lo reportado por otros autores empleando efluentes distintos.
- Finalmente, a pesar que no se cumplió como lo marca la técnica de los métodos estándar para bacterias patógenas, se logró la reducción de *Shigella* sp., *Vibrio cholerae* y *Salmonella* , sólo *Salmonella* logró sobrevivir.

5.1 Validación de hipótesis

De acuerdo a lo reportado en este trabajo, la alta eficiencia mostrada por el sistema instalado en el matadero se debe principalmente a las condiciones de temperaturas idóneas para el buen desarrollo de las poblaciones de los microorganismos y para el caso del humedal, de las plantas. Asimismo, se determinó que, a pesar de que el sistema del rastro presentó altas concentraciones de materia orgánica siempre se manifestaron remociones importantes, haciéndolo un sistema alternativo al tratamiento de aguas residuales para mataderos municipales.

5.2 Sugerencias para trabajos posteriores

A pesar que existen distintos criterios en el diseño de los humedales artificiales, las eficiencias reportadas por autores diversos denotan importantes variaciones en sus remociones para materia orgánica, nutrimentos y bacterias patógenas. Una posible respuesta a ello puede significar la interferencia de variables como: temperatura ambiental, gasto y la carga orgánica. Sin embargo, son parámetros que regularmente se consideran desde un principio en las ecuaciones de diseño, caracterizándose por su capacidad de adaptación. Por

tal motivo, el evaluar aspectos de consumo de bacterias a cargo de poblaciones de protozoos para los humedales artificiales permitiría también la creación de nuevos modelos de remoción de bacterias cuyas aplicaciones serían una homogeneidad de resultados reportados.

Otro aspecto importante, en la mayoría de los casos, los humedales artificiales se utilizan como sistemas de tratamiento secundario combinados con procesos previos anaerobios lo que dificulta la oxidación y estabilización de diversos compuestos en el sistema de tratamiento. Por tal motivo se sugiere combinar los humedales artificiales con sistemas aerobios para observar sus comportamiento y tal vez incrementar su eficiencia.

REFERENCIAS

- Aguirre, J. y Gloyna, E. (1979). *Design guides for biological wastewater treatment process: Waste stabilization pond performance*. Center for Research in Water Resources, Technical Report No. CRWR-77, The University of Texas, Austin, Texas.
- APHA, AWWA, WPFC (1985). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 16th. Ed. Washington, D.C.
- Avery, S., Harwood, J. y Lloyd, D. (1995). Quantification and characterization of phagocytosis in the soil ameoba *Acanthamoeba castellanii* by flow cytometry. *Appl. Environ. Microbiol.*, **61**(3):1124-1132.
- Bavor, H., Roser, D. y Fisher, P. (1989). Comportamiento de la matriz de sólidos en un sistema de pantanos vistos como biorreactores de película fija. *Constructed Wetland for Wastewater Treatment, Municipal, Industrial and Agricultural*. A. Hammer, (Ed.), Lewis Publishers. Chattanooga, Tennessee.
- Bastian, R., Shanaghan, P. y Thompson, B. (1993). Use of Wetlands for Municipal Wastewater Treatment and EPA Policies. *Constructed Wetland for Wastewater Treatment, Municipal, Industrial and Agricultural*. A. Hammer, (Ed.), Lewis Publishers. Chattanooga, Tennessee.
- Brix, H. (1993). Wastewater Treatment in Constructed Wetland. System Design, Removal Processes and Teatment Peformance. Gerald A. Moshin (Ed). *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers. Florida; pp. 9-22.
- Brix, H. (1997). Do Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Wat. Sci. Tech.* **35** (5): 11-17.

- Breen, P. y Chick, A. (1994). Artificial wetlands treating wastewater: Root zone conditions and system performance, a comparison of vertical and horizontal flow systems. *ICWS '94. Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R.P. China; pp. 189-190.
- Bitton, G. (1994). *Wastewater microbiology*. Wiley-Liss. Nueva York; pp.77-100.
- Bonomo, L., Pastorelli, G. y Zambon, N. (1995). The use of duckweed for wastewater treatment: A review and a practical experience in northern Italy. *International Seminar Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatments and Reuse*. Experiences, Goals and Limits. Perugia, Italia; 19-30.
- Cameroni, L. (1995). Wetland treatment in use at consortium of Magentino. *IAWQ '95 Proceedings International Seminar Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatments and Reuse*. Perugia, Italia; pp. 31-40.
- Campbell, R. (1987). *Ecología Microbiana*. Limusa. México, D.F.
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (1986). "Seminario Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización". CEPIS, Lima, Perú.
- Chick, A. y Mitchell, D. (1994). A pilot of vertical flow wetlands at Coffs Harbour, New South Wales, Australia. *ICWS '94. Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R. P. China; pp. 760-764.
- Davies, T. y Cottinham, P. (1993). Phosphorus removal from Wastewater in a Constructed Wetland. G.A. Moshir (ed.). *Constructed Wetland for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers. Florida; pp.99-105.

- Durán-de-Bazúa, C., Haberl, R., Kreiner, I., Luna-Pabello, V.M., Ramírez-Burgos, L.I., Ranjani-Krishnan (Profesores); Fenoglio-Limón, F.E., García-Vázquez, L., Guzmán - Aguirre, S., Juárez, C.H., Kneidinger, Ch., Millán-Hernández, S.E., Miranda-Ríos, M., Ramírez-Carrillo, H.F., Rodríguez-Cruz, A., Rodríguez-Monroy, J., Salinas-Castillo, N.V., Sánchez-García, H., Shaller, P., Soto-Esquivel, M. G., Varela-Montellano, E. (Estudiantes). (1999). Humedales artificiales en México. Desarrollo, situación actual y aplicaciones potenciales. Vol. 6. Serie: Química Ambiental del Agua. Pub. Prog. Ing. Quím. Amb. y de Quím. Amb. ISBN 968-36-9443-8. Facultad de Química, UNAM. México, D.F. 185 pags. 1a. Ed., 1999. 194 pags. 2a. Ed, 2001. 205 pags. 3a Ed., 2004. En prensa.
- Fauker, S. y Richardson, C. (1989). Physical and Chemical Characteristics of Freshwater Wetlands Soils. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, Municipal, Industrial, and Agricultural*. (Ed). D.A. Hammer. Lewis Publishers. Chattanooga, Tennessee pp. 41-72.
- Fenoglio-Limón, F.E., Genescá-Llongueras, J. y Durán de Bazúa, C. (2001). Construcción y evaluación de electrodos de medición de potenciales de óxido-reducción para la evaluación indirecta de las condiciones aerobiosis en sistemas que simulan humedales artificiales. *Tecnología Ciencia Educación (IMIQ)*. **16**: (2) 60-66.
- Fernández, G. (1990). *Manual de Laboratorio de Química del Agua*. Facultad de Ingeniería, División de Estudios de Posgrado, UNAM. México, D.F.
- Fernández, G. (1992). *Apuntes de Química Sanitaria y Ambiental*. Facultad de Ingeniería División de Estudios de Posgrado, UNAM. México, D.F.
- Finlayson, C., Von Oertzen, I. y Chick, J. (1990). Treating poultry abattoir and piggerly effluents in gravel trenches. *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. P.F. Cooper y Findlater B.C. (Ed). Pergamon Press, Oxford, pp. 559 -562.

- Flair, M., Geyer, J. y Okun, D. (1983). *Abastecimiento de Agua y Remoción de Aguas Residuales. Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales*. Limusa. México, D.F.
- Gaceta Ecológica (1993). *Criterios ecológicos de la calidad del agua*. SEDESOL, II (6):36.
- García, E. (1988). *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. Offset Larios. México, D.F.
- Gilles, B., Webster, J. y Benfield E. (1994). The green revolution in wastewater treatment. *Biocycle*. **12**(13):44-48.
- Giersberg, R., Elkins, V., Lyon, S. y Goldam, L. (1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Wat. Res.* **20**(3): 363-368.
- Haberl, R., Perfler, R. y Mayer, H. (1994). Constructed wetlands in Europe. *ICWS '94. Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R.P. China; pp. 36-48.
- Hawkins, L., Hill, D., Rochester, E. y Wood, C. (1998). Evaluation of vegetative filter strips for lagoon wastewater. *Trans. ASAE*, **41**(3): 639-643.
- Hill, D. y Payton, J. (1998). Influence of temperature on treatment efficiency of constructed wetlands. *Trans. ASAE*, **41**(2): 393-396.
- Hill, D., Payne, V., Rogers, J. y Kown, S. (1997). Ammonia effects on the biomass production of five constructed wetland plant species. *Biores. Technol*, **62**(3): 109-113.

- Idelicato, S. y Barbagallo, S. (1995). Change in wastewater quality during seasonal storage. *IAWQ'95 Proceedings International Seminar Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatments and Reuse*. Perugia, Italia; pp. 195-207.
- INEGI (2000). *Rastros de México*, 1990. Pub. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, D.F.
- INEGI, (1995). *Carta Topográfica de Pachuca, Hidalgo*. E-14-A-58. 1:58,000. Pub. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, D.F.
- Johnston, C. (1993). Mechanisms of Wetland Water Quality Interaction. Gerald A. Moshin (Ed), *Constructed Wetland for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers. Florida, pp. 293-300.
- Jong, J. (1990). The purification of wastewater with the aid of rush or ponds. **En:** *Biological Control of Water Pollution*. University of Pennsylvania. Pennsylvania; pp. 133-139.
- Kadlec, R. (1994). Surface flow constructed wetlands. *ICWS '94. Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R.P. China; pp. 1-12.
- Kickuth, R. (1983). Sewage purification in mosaic matrices consisting of aerobic and anaerobic parts. **En:** *Bases of Sewage Purification, Series: Water-Sewage 19*, (Ed.), F. Muser, Techn. Univ. Hamburg, Munich, Viena.
- López, A. (1990). *Manual de Prácticas del Laboratorio de Microbiología Sanitaria*. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del IPN. México, D.F. pp. 7-87.

- López, P. (1999). Los lechos de raíces para el tratamiento de aguas residuales municipales. *Ingeniería y Ciencias Ambientales*, **10** (43):10-15.
- Loveridge, R., Williams, M., Hughes, C.M., El-Shatoury, M. y Butler, J. (1995). Changes in biofilm composition on the roots of *Phragmites australis* in a gravel-based constructed wetland. *IAWQ'95 Proceedings International Seminar Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatments and Reuse*. Perugia, Italia, pp. 77-88.
- Malcevschi, S. y Bisogni, G. (1995). Filtering ecosystems in trebbia Valley (Piacenza). *IAWQ'95 Proceedings International Seminar Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatments and Reuse*. Perugia, Italia, pp. 51-59.
- Marais, G. (1986). A dynamic theory for the design of oxidation ponds. *Proc. of the 12th International Symposium on Waste Treatment Lagoons*. University of Kansas, Kansas; p.110.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1992). *Wastewater Engineering: Collection, Treatment, Disposal*, McGraw Hill. New York; pp. 125-130.
- Millán-Hernández, S.E. (2000). *Operación de una planta piloto tipo humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales y su uso en riego agrícola*. Tesis de licenciatura UNAM. Facultad de Química. México, D.F.
- Miranda, M. (2000). *Desarrollo, situación actual y aplicaciones potenciales de los humedales artificiales de flujo horizontal en México*. Tesis de licenciatura. UNAM. México, Facultad de Química. D.F.
- Nuttall, P., Boon, A. y Rowell, M. (1997). *Review of the design and management of constructed wetlands*. Construction Industry Research and Information Association. Gran Bretaña.

- Poggi-Varaldo, M., Estrada-Vázquez, C. y Rinderknecht-Seijas, N. (1999). Agricultural Wastes. *Wat. Environ. Res.*, **70** (4): 601-620.
- Poggi-Varaldo, Gutiérrez, A., Fernández, G., Martínez, P. y Rinderknecht-Seijas, N. (2001). A full-scale system with wetlands for slaughterhouse wastewater treatment. *Wetlands and Remediation II Proceedings of the Second International Conference on Wetlands y Remediation*. Burlington, Vermont EEUU; pp. 213-223.
- Reddy, K., Conner, G. y Gale, P. (1998). Phosphorus sorption of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent. *J. Environ. Qual.* **27** (2): 438-447.
- Reed, S.C., Crites, R.W. y Middlebrooks, J.E. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. 2ndEd. McGraw-Hill Book Co., N.Y.; pp. 210 - 211.
- Rico, M. (1990). *Manual de diseño de sistemas lagunares y reactores anaerobios*. Comisión Nacional del Agua. México, D.F; pp. 1-5.
- Rivera, F. y Calderón, A. (1993). Biotratamiento de aguas residuales. *Información Científica y Tecnológica*, **15** (203):12-15.
- Rivera, F., Warren, A., Curds, C., Robles, E., Gutiérrez, A., Gallegos, E., Calderón, A. (1995). The application of the root zone method for treatment and reuse of high-strength abattoir waste in México. *International Seminar of Natural and Constructed Wetlands for Wastewater Treatments and Reuse*. Perugia, Italia; pp.137-145.
- Rivera, F., Warren, A., Curds, C., Robles, E., Gutiérrez, A., Gallegos, E., Calderón, A. (1997). The application of the root zone method for treatment and reuse of high-strength abattoir waste in México. *Wat. Res.* **35**(5):271-278.

- Rodier, E. (1981). Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* **55**:495-505.
- Rogerson, A. y Hannah, F. (1996). The grazing potential of some unusual marine benthic amoebae feeding on bacteria. *European Journal of Protistology.* **32**: 271-279
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa. México. pp. 125-130.
- Sun, G., Gray, K. y Biddlestone, A. (1998a). Treatment of agricultural wastewater in down flow reed beds: Experimental trials and mathematical model. *J. Agri. Eng. Res.*, **69**(1): 63-71.
- Sun, G., Gray, K. y Biddlestone, A. (1998b). Treatment of agricultural and domestic in constructed downflow reed beds employing recirculation. *Environ. Techno.* **19**(5): 529-536.
- Tanner, C., Sukias, J., y Upsdell, M. (1998). Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Res.*, **10**:3046-3054.
- Tanner, C. y Sukias, J. (1995). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, **32**: 229-240.
- Van Bruggen, J., Okia, O.T. y Kansiime, F. (1994). Wastewater purification by the tropical macrophyte *Cyperus papyrus* in a segmented channel in the green house. *ICWS '94. Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R.P. China. 337-345.
- Wang, J., Cai, X., Chen, Y., Yang, M., Liang, Y., Zhang, Z., Wang, Q., Li, Liao, X. (1994). Analysis of the Configuration and the Treatment Effect of Constructed Wetland

Wastewater. ICWS '94. *Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R.P. China; pp.114-121.

- Wiandt, S., Baleux, B., y Bontoux, J. (1994). *Giardia sp.* cyst removal in lagoon and activated sludge wastewater treatment systems. *ICWS '94. Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R.P. China; pp. 786-791.
- Williams, J., Bahgat, M., May, E., Ford, M. and Butler, J. (1995). The removal of pathogenic microorganisms during sewage treatment in gravel bed hydroponic constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* **32** (3): 49-58.
- Wolverton, B. (1983). Hybrid wastewater treatment system using anaerobic microorganisms and reed *Phragmites communis*. *Econ.Bot.* **36** (4): 373-380.
- Wolverton, B. (1987). Aquatic plants for wastewater treatment: An overview, *Aquatic Plants for Wastewater Treatment and Resource Recovery*. Reddy, K. y Smith, W. Magnolia Publishing, Inc. Orlando; pp. 3-15.
- Wood, A. (1994). Constructed wetlands in water pollution control: Fundamentals to their understanding. *ICWS '94. Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R.P. China; pp. 25-34.
- Wyne, W. (1982). *Biestadística*. Limusa, México, D.F. pp.77-80.
- Yang, Y., Xu, Z., Hu, K., Wang, S. y Wang, Z.(1994). Removal efficiency of the constructed wetland wastewater treatment system at bainikeng. *ICWS '94. Proceedings of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Guangzhou, R.P. China; pp. 94-104.

Apéndice

Tabla A-1. Valores de oxígeno disuelto (OD) mg/L del sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Mes	Influyente	Salida del sedimentador	Salida de laguna anaerobia	Salida del humedal	Salida del tanque de almacenamiento
Agosto	0.8	0.7	0.8	0.8	0.8
Septiembre	0.8	1.2	0.8	2.4	2.7
Octubre	1.0	1.2	1.4	3.1	3.2
Noviembre	0.9	0.4	1.0	1.8	1.8
Diciembre	0.8	0.4	1.2	1.8	2.0
Enero	0.8	0.8	1.6	1.2	2.2
Febrero	0.7	0.8	0.8	2.0	2.0
Marzo	0.8	0.2	0.6	2.0	2.0
Abril	0.2	0.3	0.7	1.3	0.8
Mayo	0.2	0.7	0.8	1.2	2.0
Junio	0.0	1.2	1.2	2.4	3.1
Promedio	0.6363	0.6818	0.9909	1.6363	2.0545

Tabla A-2. Valores de DBO5 mg/L para el sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Mes	Influyente	Salida del sedimentador	Salida de laguna anaerobia	Salida del humedal	Salida del tanque de almacenamiento
Agosto	1150	846	112	282	295
Septiembre	805	1725	690	115	115
Octubre	1282	947	892	177	197
Noviembre	1782	953	720	135	145
Diciembre	1140	960	660	109	136
Enero	1320	1200	1560	325	380
Febrero	1640	845	546	71	71
Marzo	2000	969	666	87	87
Abril	2264	251	183	122	100
Mayo	2920	498	249	77	97
Junio	1842	744	310	64	41
Agosto	1766	975	372	77	76
Promedio	1659.25	909.41	579.83	136.75	145

Tabla A-3. Valores de DQO mg/L para el sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Mes	Influyente	Salida del sedimentador	Salida de laguna anaerobia	Salida del humedal	Salida del tanque de almacenamiento
Agosto	2720	2120	2120	800	635
Septiembre	2936	2016	1746	537	422
Octubre	1584	1864	1882	419	447
Noviembre	3750	2020	1830	460	263
Diciembre	3096	2236	1858	494	378
Enero	3600	2400	1560	325	380
Febrero	4250	3450	1640	150	125
Marzo	4500	2890	1401	262	262
Abril	5500	800	400	375	260
Mayo	4700	1250	1115	240	180
Junio	3577	1743	881	206	165
Agosto	3477	2419	806	282	290
Promedio	3640.83	2100.66	1436.58	379.16	317.25

Tabla A-4. Valores de nitrógeno orgánico mg/L para el sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Mes	Influyente	Salida del sedimentador	Salida de laguna anaerobia	Salida del humedal	Salida del tanque de almacenamiento
Agosto	8.7	6.7	5.2	1.5	1.7
Septiembre	30.5	19.9	14.8	3.3	2.5
Octubre	22.1	30.0	26.4	13.7	19.3
Noviembre	8.5	20.5	20.7	7.8	0.95
Diciembre	10.7	10.6	4.7	4.2	3.3
Enero	20.5	19.7	4.7	1.9	4.7
Febrero	35.0	16.0	8.2	5.3	0.0
Marzo	20.3	16.2	9.2	7.2	10.9
Abril	35.1	10.0	5.7	4.8	4.8
Mayo	38.6	16.1	7.8	5.1	2.1
Junio	46.4	42.6	6.4	3.2	4.7
Agosto	37.7	41.2	12.9	4.0	6.7
Promedio	26.175	20.74	10.55	5.16	5.13

Tabla A-5. Valores de nitrógeno amoniacal mg/L para el sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Mes	Influente	Salida del sedimentador	Salida de laguna anaerobia	Salida del humedal	Salida del tanque de almacenamiento
Agosto	102.4	143.3	98.1	89.0	101.8
Septiembre	137.5	146.3	116.2	81.5	60.1
Octubre	137.0	76.8	96.0	98.0	94.4
Noviembre	23.1	87.7	99.2	97.3	8.4
Diciembre	40.8	103.1	105.8	96.6	106.6
Enero	35.3	77.9	95.3	78.3	75.2
Febrero	29.0	176.0	209.0	178.0	143.0
Marzo	18.6	165.2	173.5	129.5	141.2
Abril	17.5	9.3	51.6	106.8	96
Mayo	50.3	87.4	54.7	74.1	87.0
Junio	67.6	145.6	118.9	105.3	110.3
Agosto	28.9	97.9	128.1	87.7	105.9
Promedio	57.33	109.70	112.2	101.8	94.05

Tabla A-6. Valores de nitrógeno en nitritos mg/L para el sistema de tratamiento del rastro de Pachuca, Hidalgo, México

Mes	Influente	Salida del sedimentador	Salida de laguna anaerobia	Salida del humedal	Salida del tanque de almacenamiento
Agosto	0.11	0.15	0.07	0.12	0.11
Septiembre	0.81	0.77	0.85	1.27	0.26
Octubre	0.10	0.44	0.08	2.72	0.09
Noviembre	0.31	0.70	1.23	2.70	3.45
Diciembre	3.38	0.73	3.75	2.82	2.16
Enero	0.90	1.83	2.26	1.63	1.56
Febrero	4.30	4.0	3.80	3.90	3.10
Marzo	0.27	0.17	0.20	0.22	0.61
Abril	3.2	2.2	2.1	2.0	1.1
Mayo	0.90	0.08	0.20	0.18	0.90
Junio	0.36	0.16	0.15	0.26	0.12
Agosto	1.29	1.05	1.28	1.08	1.17
Promedio	25.83	1.02	1.33	1.57	1.21