



Agrociencia

ISSN: 1405-3195

agrocien@colpos.mx

Colegio de Postgraduados

México

Rivas Lucero, Bertha A.; Nevárez Moorillón, G. Virginia; Bautista Margulis, Raúl G.; Pérez Hernandez, Antonino; Saucedo Terán, Rubén

Tratamiento de aguas residuales de uso agrícola en un biorreactor de lecho fijo

Agrociencia, vol. 37, núm. 2, marzo-abril, 2003, pp. 157-166

Colegio de Postgraduados

Texcoco, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30237206>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE USO AGRÍCOLA EN UN BIORREACTOR DE LECHO FIJO

WASTEWATER TREATMENT FOR AGRICULTURAL USE IN A FIXED BED BIOREACTOR

Bertha A. Rivas-Lucero¹, G. Virginia Nevárez-Moorillón², Raúl G. Bautista-Margulis¹,
Antonino Pérez-Hernández¹, Rubén Saucedo-Terán¹

¹Centro de Investigación en Materiales Avanzados. Avenida Miguel de Cervantes Núm. 120.
31109. Chihuahua, Chihuahua. (brivas@uach.mx). ²Universidad Autónoma de Chihuahua.
Km 2.5. Carretera Delicias Rosales. 33000. Cd. Delicias, Chihuahua.

RESUMEN

En México sólo un bajo porcentaje de aguas residuales urbanas e industriales son tratadas adecuadamente. La mayor parte de las aguas residuales son utilizadas para riego agrícola sin un tratamiento previo, lo que representa un serio peligro para la salud humana y de los animales debido al contenido de materia orgánica e inorgánica contaminante. El establecimiento de sistemas de tratamiento de aguas residuales puede ser útil para solucionar este problema. Por ello se hizo una serie de experimentos con un sistema biológico de lecho fijo de flujo ascendente, a escala semipiloto, con variación en la altura de lecho y el diámetro del medio de soporte, manteniendo constantes el flujo de agua y aire. El objetivo fue determinar las condiciones de operación para obtener la mejor eficiencia en el sistema. Los resultados muestran que la más alta eficiencia de remoción de materia orgánica contaminante (91.9%) se obtuvo cuando el biorreactor fue operado con una altura de lecho de 0.65 m y un tamaño de partícula de 1.87 mm. Además, se observó una gran remoción de metales pesados en estas condiciones.

Palabras clave: Biotratamiento, calidad de agua, demanda química de oxígeno, desempeño del biorreactor.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad la irrigación de cultivos agrícolas con aguas residuales es una práctica común, especialmente en regiones áridas como en el norte de México, donde su uso se ha generalizado debido a la escasez de agua de buena calidad. Sin embargo, existen requerimientos de calidad que deben tomarse en cuenta para su aprovechamiento en riego, para evitar contaminación a los cultivos, que pueden afectar a los animales y al hombre. Esta situación ha promovido la investigación para desarrollar y estudiar nuevos reactores biológicos, de lecho fijo o lecho fluidizado, para el tratamiento de aguas residuales. El desarrollo de biopelículas en el medio de soporte ha sido benéfico por su alta eficiencia

ABSTRACT

Only a small percentage of domestic and industrial wastewaters are properly treated in México. Most of the wastewater produced is used for crop irrigation without being previously treated. This presents a serious risk for human and animal health, due to the presence of high concentrations of organic and inorganic contaminants. The implementation of wastewater treatment systems can be helpful in solving this problem. For these reasons, a series of experimental tests were carried out in a semipilot-scale, up-flow, fixed-bed bioreactor, varying particle diameter (ds) and static bed height (Hs), at constant water and air flow rates. The goal was to determine the best operating conditions to enhance the efficiency of the system. The results show that the highest efficiency of organic matter removal (91.9%) was achieved when the bioreactor was operated at ds=1.87 mm, Hs=65 cm. Moreover, a high removal of heavy metals was also observed under these conditions.

Key words: Biotreatment, water quality, chemical oxygen demand, bioreactor performance.

INTRODUCTION

The use of wastewater and sewage water for crop irrigation is becoming an extremely common practice, especially in arid regions, such as those in northern México, due to the lack of good quality water. However, there are water quality requirements that should be taken into account, so that these waters can be used for irrigation, preventing crop contamination that could adversely affect human and animal health. This situation has led to research efforts for the study and development of new bioreactors for wastewater treatment, including those with a fixed or fluidized bed. The development of biofilms for the support materials in reactors for wastewater treatment has been beneficial due to their high removal efficiency, stability and low cost. The operating performance of these bioreactors has led to a lower hydraulic retention time, a high efficiency of organic matter removal, a lower production of sludge and less space requirement (Tabares *et al.*, 1995).

Recibido: Octubre, 2001. Aprobado: Febrero 2003.

Publicado como ARTÍCULO en *Agrociencia* 37: 157-166. 2003.

de remoción, estabilidad y economía. La operación de estos biorreactores ha conducido a un bajo tiempo de retención hidráulica, una alta eficiencia de remoción de materia orgánica, una baja producción de lodos y requerimientos de espacio menores (Tabares *et al.*, 1995).

En cuanto a la calidad de las aguas residuales con fines de riego en suelos agrícolas, existen límites máximos permisibles normativos referidos como estándares de calidad de agua (NOM-001-ECOL-1996). Estos estándares se relacionan con lo estético y el uso del medio ambiente receptor para suministro público del agua, recreación, mantenimiento de la vida acuática y silvestre o agricultura. Las variables de la calidad del agua que definen los límites físicos, químicos y biológicos incluyen sólidos flotantes y sedimentables, turbidez, color, temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO), número de organismos coliformes, materiales tóxicos, metales pesados, y nutrientes. Los estándares especifican la norma de cada uno de estos en la descarga (Parker y Corbitt, 1993), con objeto de prevenir la afectación de los cultivos y del suelo.

El impacto de las aguas residuales en el ambiente puede variar ampliamente (Corbitt, 1990; Bitton, 1994). Las aguas residuales pueden contener elementos tóxicos que incluyen metales pesados, cuya concentración varía considerablemente; muchas aguas residuales contienen altos niveles de metales tóxicos (Basta y Tabatabai, 1991; Lunin, 1986). Se ha demostrado que la aplicación continua de aguas residuales a suelos agrícolas incrementa los niveles de Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg, y Pb (Cajuste *et al.*, 1991; Fifield y Haines, 1995; Rechcigl, 1995).

Otro aspecto principal acerca del uso de aguas residuales en la agricultura, es los microorganismos patógenos, particularmente por las enfermedades que transmiten al hombre y animales por el consumo de productos agrícolas contaminados (Menzies, 1986; Corbitt, 1990; Bitton, 1994).

En México, no es usual que los contaminantes sean removidos por el tratamiento de aguas residuales; no obstante, el agua se usa para irrigar cultivos y, como resultado, se ha detectado trazas de metales, microorganismos patógenos y algunos compuestos orgánicos tóxicos en las legumbres y otros cultivos (Ibekwe *et al.*, 1995; Cisneros *et al.*, 1997).

Debido a la necesidad de una reutilización segura de aguas residuales para su uso en suelos agrícolas (Rojas y Orta, 1997), se propone la aplicación de una tecnología simple para el tratamiento de aguas residuales con un biorreactor de lecho fijo a escala semipiloto que permita un tratamiento biológico apropiado, para lograr su aprovechamiento en la agricultura.

Las variables clave que se usaron para evaluar la eficiencia del sistema fueron DQO, turbidez y oxígeno

In regard to quality of wastewater for crop irrigation, there are maximum permissible concentrations of pollutants in wastewater, known as water quality standards (NOM-001-ECOL-1996). These standards are related to aesthetic characteristics, and the later use of water, either for public water supply, recreation, maintenance of aquatic and wild life or agriculture purposes. Water quality variables determining the biological, physical and chemical limits include suspended and particulated solids, turbidity, color, temperature, pH, dissolved oxygen (DO), chemical oxygen demand (COD), coliforms, toxic materials, heavy metals and nutrients. The standards specify the parameters for each of these variables when discharged in water bodies (Parker and Corbitt, 1993), in order to prevent damages to soils and crops.

Wastewater impact in the environment is diverse (Corbitt, 1990; Bitton, 1994). Wastewater may contain toxic elements, including heavy metals in different concentrations, even high levels of toxic metals (Basta and Tabatabai, 1991; Lunin, 1986). The continuous use of wastewater for crop irrigation has been proven to increase Cr, Ni, Zn, Cd, Hg, and Pb levels in soils (Cajuste *et al.*, 1991; Fifield and Haynes, 1995; Rechcigl, 1995).

Moreover, pathogenic bacteria present in untreated wastewater are a health risk to humans and animals that consume contaminated crops (Menzies, 1986; Corbitt, 1990; Bitton, 1994).

Most of the wastewater treatments in México do not remove all the pollutants; nevertheless, they are used to irrigate crops. As a result, metal traces, pathogen microorganisms and toxic organic compounds are found in legumes and other crops (Ibekwe *et al.*, 1995; Cisneros *et al.*, 1998).

For the safe reuse of wastewater for crop irrigation (Rojas and Orta, 1997), it is proposed a simple technology using a semi-pilot scale fixed-bed bioreactor, which allows a proper biological treatment.

The key variables used to evaluate the system efficiency, were COD, turbidity, and DO levels, since they are indicators of water contamination (Miller, 1986; Burlingame *et al.*, 1998).

MATERIALS AND METHODS

Experimental Equipment

The bioreactor used for this work consisted of an acrylic cylinder of 0.20 m internal diameter, a nominal height of 1.80 m and a volume of 56.55 L. The water and air inlet distributor plate is located at the bottom of the bioreactor. Figure 1 shows the flow chart detailing the materials and equipment used.

Characteristics of wastewater

The wastewater used as substrate was characterized based on daily measurements, following the Mexican sampling regulations

disuelto, por ser indicadoras de contaminación del agua (Miller, 1986; Burlingame *et al.*, 1998).

MATERIALES Y MÉTODOS

Aparatos experimentales

El biorreactor consistió de un cilindro de plexiglass con 0.20 m de diámetro interno, una altura nominal de 1.80 m y un volumen de 56.55 L. En la base del biorreactor se localiza el plato distribuidor de agua y aire. La Figura 1 muestra un esquema del sistema de tratamiento donde se detalla todo el material y equipo utilizado.

Caracterización de las aguas residuales

La caracterización de las aguas residuales usadas como sustrato se hizo a través de mediciones diarias; se siguió la normatividad mexicana (NOM-AA-3-1980) para muestreo, tomando en cuenta las especificaciones para cada variable. Estas aguas residuales fueron una mezcla de descargas industriales y domésticas.

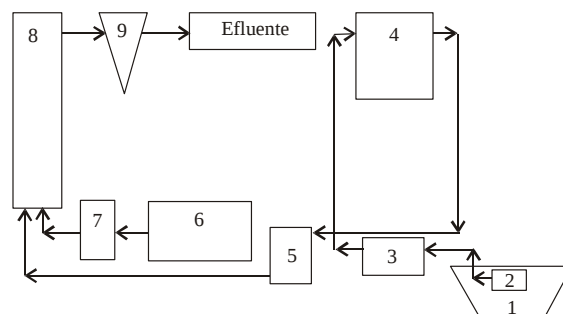
Desarrollo experimental

Se efectuaron experimentos con un diseño completamente al azar en un arreglo factorial 3×3, con tres repeticiones para el tratamiento de aguas residuales utilizadas en riego agrícola. Se uso un biorreactor de flujo ascendente con lecho de arena sílica de diferentes diámetros y de forma irregular, como medio de soporte. Cada corrida duró 15 días y los factores que variaron fueron la altura de lecho ($H_s = 0.40, 0.65$ y 0.90 m) y el tamaño de partícula ($d_s = 0.92, 1.87, 4.43$ mm), manteniendo constante el flujo del agua y aire (1 y 5 L min⁻¹). El tiempo de retención hidráulica varió de 32 a 42 min dependiendo de la altura de lecho y el tamaño de partícula.

El lecho de arena fue lavado periódicamente para remover el exceso de lodo y de biomasa retenidos en el proceso. Después del lavado del lecho, se tomaron muestras de lodos para analizar metales pesados en un espectrómetro de emisión por plasma (Marca ThermoJarrell Ash Modelo Iris AP-DUO), utilizando el método propuesto por la EPA (Environmental Protection Agency) SW-846-3051 (CEM Corp., 1994).

Monitoreo del biorreactor

Durante los experimentos se realizó un muestreo diario del afluente y del efluente, para evaluar la eficiencia del sistema de tratamiento. Las muestras fueron analizadas inmediatamente para DQO por el método de reflujo (APHA, 1998); turbidez, con un turbidímetro; pH, con un potenciómetro; conductividad eléctrica, con el puente de conductividad siguiendo los métodos y calibración propuestos por la Hach Company (Hach, 1997); oxígeno disuelto, por el método de Winkler; sólidos sedimentables, con el cono de Imhof; sólidos totales, por gravimetría; nitratos, por el método de reducción de cadmio; nitritos, por el método de



1. Canal de descarga de aguas residuales ♦ Wastewater feed inlet.
2. Caja con mallas de diferente diámetro ♦ Boxes with wire screens of different diameters.
3. Bomba centrífuga de 0.5 H.P ♦ 0.5 HP centrifugal pump.
4. Tanque homogeneizador y de almacenamiento ♦ Homogenizer and storage tank.
5. Rotámetro de agua ♦ Water and recirculation rotameter.
6. Compresor de aire de 3.5 H.P ♦ Air compressor (3.5 H.P.).
7. Rotámetro de aire ♦ Air rotameter.
8. Biorreactor ♦ Bioreactor.
9. Tanque de sedimentación y recirculación ♦ Sedimentation and recirculation tank.

Flujo del agua y aire ——— ♦ Water and air flow ———

Figura 1. Diagrama esquemático de la planta semipiloto.
Figure 1. Schematic diagram of the semi-pilot plant.

(NOM-AA-3-1986), taking into account the specifications established for each variable. The effluents employed were a mixture of raw industrial and domestic wastewater discharges.

Experimental Development

Experiments were designed in a completely randomized design with a 3×3 factorial arrangement, with three replicates. An up-flow bioreactor was used with irregularly shaped silica sand particles of different diameters as means of support. Each experimental run lasted 15 days. The varying factors were bed height ($H_s = 0.040, 0.65$ and 0.90 m) and particle size ($d_s = 0.92, 1.87$ and 4.43 mm), under constant water and air flow rates (1 and 5 L min⁻¹).

The hydraulic retention time ranged from 32 to 42 min, depending upon bed height and particle size. The sand bed was backwashed periodically to remove excess sludge and biomass produced during the process. After backwashing, sludge samples were collected and analyzed for heavy metals in an ICP plasma spectrometer (ThermoJarrell Ash Model Iris AP-DUD), using the method suggested by the EPA (Environmental Protection Agency), SW-846-3051 (CEM Corp., 1994).

Bioreactor Monitoring

During the experiments, the influent and the effluent were sampled daily to evaluate the efficiency of the treatment system. The samples were analyzed immediately, following the methods and the calibration guidelines suggested by Hach Company (Hach, 1997). COD was measured using the reflux method (APHA, 1998); turbidity was measured with a turbidimeter, and pH with a

diazotización; y nitrógeno amoniacal, por el método de Nessler. Todos estos métodos están aprobados por la EPA para aguas residuales y se usó equipo marca Hach (Hach, 1997). El biorreactor fue operado a temperatura ambiente.

Desempeño del biorreactor

El desempeño del biorreactor fue evaluado con base en las diferencias de cargas orgánicas entre el afluente y el efluente, utilizando las medidas de DQO, la turbidez y el oxígeno disuelto. La eficiencia de remoción fue calculada usando la siguiente fórmula:

$$\% \text{ Remoción} = [(C_{\text{afluente}} - C_{\text{efluente}}) / C_{\text{afluente}}] \times 100$$

donde C representa la concentración de la variable medida.

Además, se evaluó la calidad del efluente tomando en cuenta la normatividad de los límites permisibles de diferentes componentes en las aguas residuales. Así, el agua residual se puede usar en riego agrícola sin una afectación considerable a los cultivos y al suelo. El Cuadro 1 muestra la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-1996) para agua usada en riego, que coincide con el National Research Council (1996), el cual aporta los valores típicos de los efluentes de aguas residuales (Cuadro 2) que no están incluidos en la norma anterior.

pH, conductividad eléctrica y boro, son de importancia agrícola y, según la norma NOM-032-ECOL-1993, los límites máximos permisibles (LMP) son 6.5 a 8.5 para pH, 2000 (micromhos cm^{-1}) para conductividad eléctrica y 1.5 (mg L^{-1}) para boro. La turbidez no debe exceder 150 NTU en cualquier descarga (Corbitt, 1990); mientras que niveles menores a 5 ppm de OD indican un agua seriamente contaminada (Miller, 1986).

Cuadro 1. LMP de los principales contaminantes para agua usada en riego agrícola (NOM-001-ECOL-1996).
Table 1. MPL of the main pollutants in wastewater for irrigation (NOM-001-ECOL-1996).

Variable	Límites máximos permisibles (mg L^{-1})	
	Promedio mensual	Promedio diario
Grasas y aceites	15	25
Sólidos sedimentables	1	2
Sólidos suspendidos totales	150	200
Nitrógeno total	40	60
Fósforo total	20	30
Arsénico	0.2	0.4
Cadmio	0.2	0.4
Cobre	4.0	6.0
Cromo	1.0	1.5
Mercurio	0.01	0.02
Níquel	2.0	4.0
Zinc	10.0	20.0
Plomo	0.5	1.0

potentiometer; electrical conductivity was determined using a conductivity bridge; dissolved oxygen by the Winkler method; sedimenting solids, the Imhof cone; total solids, by gravimetry; nitrates, by the Cd redox method (reduction of cadmium); nitrites, by the diazotization method; and ammoniac nitrogen by the Nessler method. All these methods have been approved for wastewater by the EPA, and Hach equipment (Hach, 1997) was employed. The bioreactor was operated at environmental temperature.

Bioreactor Performance

Bioreactor performance was evaluated based on the differences in influent and effluent organic loads, by chemical oxygen demand, turbidity and dissolved oxygen for both effluent and influent, and determining subsequently the differences in the organic matter content. The removal efficiency was calculated using the following formula:

$$\% \text{ Removal} = [(C_{\text{influent}} - C_{\text{effluent}}) / C_{\text{influent}}] \times 100$$

where C represents the concentration of the measured variable.

Besides, the effluent quality was assessed based on the official permissible levels for different components in wastewater, in order to establish if treated wastewater from the reactor can be used for irrigation purposes without causing harm to crops and soils. Table 1 shows the Official Mexican Regulation (NOM-001-ECOL-1996) referring to water used for irrigation, which agrees with that of the National Research Council (1996), defining the typical effluent values for wastewater (Table 2), not included in the regulation above mentioned.

Parameters such as pH, electrical conductivity and boron are of particular interest for agriculture. According to the Mexican regulation known as NOM-032-ECOL-1993, the maximum permissible limits (MPL) are 6.5 to 8.5, 2000 microhms cm^{-1} and 1.5 mg L^{-1} , respectively. Turbidity should not exceed 150 NTU in any discharge (Corbitt, 1990), whereas levels under 5 ppm of DO indicate serious water contamination (Miller, 1986).

Statistical Analysis

The statistical analysis was performed using STATISTICA (Stat. Soft. Inc., 1999), for the determination of means and standard

Cuadro 2. Intervalos y valores típicos (mg L^{-1}) de efluentes de aguas residuales (National Research Council, 1996).
Table 2. Interval and typical values (mg L^{-1}) for wastewater effluents (National Research Council, 1996).

Variable	Intervalo	Valor típico
Demanda química de oxígeno	25-100	70
Sólidos totales disueltos	200-1300	400
Nitrógeno amoniacal	0.1-25	10

Análisis estadístico

El análisis estadístico se hizo con los paquetes de computo STATISTICA (Stat Soft Inc., 1999) para determinar promedios y desviaciones estándar; y SAS (Statistical Analysis System, 1996) para el análisis de factores y de componentes principales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La composición de las aguas residuales usadas como sustrato en el sistema de tratamiento, se muestra en el Cuadro 3. En este Cuadro se observa, en general, que los contaminantes de importancia agrícola pueden estar afectando tanto los suelos como los cultivos que son regados con estas aguas residuales. Así mismo, se observa baja precisión en algunos datos, lo cual se debe a una gran variación de estas variables en el afluente.

En cuanto al análisis de la eficiencia del sistema, la Figura 2 muestra el efecto del tamaño de partícula y altura de lecho sobre la eficiencia de remoción de DQO manteniendo un flujo de agua de 1 L min⁻¹ y un flujo de aire de 5 L min⁻¹. En esta figura se observan eficiencias de remoción cercanas a 92% para ds=1.87 mm, teniendo Hs=65 cm. Sin embargo, cuando ds=0.92 mm y Hs=40 y

Cuadro 3. Composición de las aguas residuales usadas como sustrato.

Table 3. Composition of wastewater substrate.

Constituyente	Unidades	Promedio y desviación estándar
pH	Adimensional	7.5 ± 0.2
N amoniacal (N-NH ₃)	(mg L ⁻¹)	35.1 ± 1.5
Nitratos (N-NO ₃)	(mg L ⁻¹)	1.5 ± 0.4
Nitritos (N-NO ₂)	(mg L ⁻¹)	0.2 ± 0.1
Nitrógeno total (TKN)	(mg L ⁻¹)	33.8 ± 2.5
Demanda bioquímica de oxígeno	(mg L ⁻¹)	168.5 ± 75.3
Demanda química de oxígeno	(mg L ⁻¹)	463.3 ± 300.0
Grasas y aceites	(mg L ⁻¹)	34.5
Sólidos sedimentables	(mg L ⁻¹)	2.3 ± 4.4
Sólidos suspendidos	(mg L ⁻¹)	167.9 ± 55.7
Sólidos disueltos totales	(mg L ⁻¹)	1205.6 ± 118.6
Conductividad eléctrica	(mmhos cm ⁻¹)	2.4 ± 0.2
Turbidez	(NTU)	279.5 ± 168.4
Coliformes totales	NMP/100 ml.	>1600 × 10 ³
Coliformes fecales	NMP/100 ml.	>1.6 × 10 ⁶
Arsénico	(mg L ⁻¹)	0.7 ± 1.1
Boro	(mg L ⁻¹)	1.02 ± 0.94
Cadmio	(mg L ⁻¹)	0.015 ± 0.014
Cromo	(mg L ⁻¹)	0.02 ± 0.02
Cobre	(mg L ⁻¹)	0.28 ± 0.14
Mercurio	(mg L ⁻¹)	0.28 ± 0.26
Plomo	(mg L ⁻¹)	1.29 ± 1.65
Zinc	(mg L ⁻¹)	0.67 ± 0.64

deviations, and SAS (Statistical Analysis System, 1996) for factor and component analysis.

RESULTS AND DISCUSSION

Wastewater substrate composition is shown in Table 3. It can be noticed that the pollutants of importance for agriculture may be affecting the soils and crops watered with this wastewater. Likewise, low accuracy in some data is observed, due to the great variation of these variables in the influent.

Regarding the analysis of system efficiency, Figure 2 shows the influence of particle size and bed height on COD removal efficiency, under a constant water flow of 1 L min⁻¹ and air flow of 5 L min⁻¹. Removal efficiencies of nearly 92% for ds=1.87 mm, with Hs=65 cm can be noticed. However, when ds=0.92 mm and Hs=40 and 65 cm were used, the bioreactor organic matter removal was lower (60 to 80%). The removal efficiency at Hs=90 cm is not reported because few data was obtained, due to the continuous raising of the bed resulting from the pressure generated by such small particles.

The results of COD removal efficiency ranging from 90 to 91% and a relatively low hydraulic retention time of 32 min, indicate the potential of this bioreactor for the treatment of wastewater with high COD(>400 mg L⁻¹).

The COD removal efficiency at different bed heights (40, 65, 90 cm) and particle sizes (0.92, 1.87 and 4.43 mm) is shown in Figure 3, where a great influent variability is observed. The experiments with 65 cm bed height and a particle size of 1.87 and 4.43 mm showed the highest

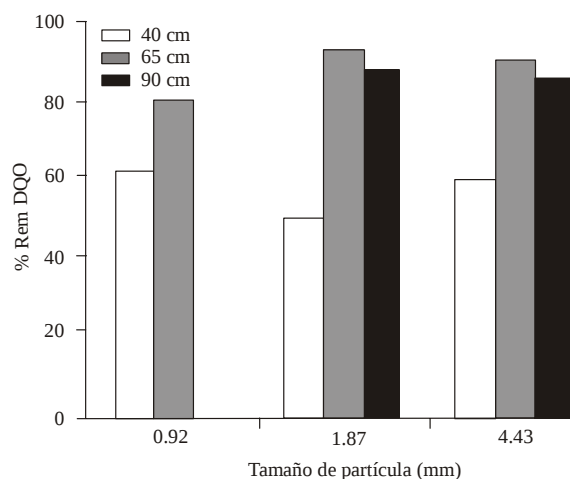


Figura 2. Efecto del tamaño de partícula y altura de lecho sobre la remoción de la DQO, teniendo un flujo de agua de 1 L min⁻¹ y de aire de 5 L min⁻¹.

Figure 2. Influence of particle size and bed height on DQO removal, at 1 L min⁻¹ water flow rate and 5 L min⁻¹ air flow rate.

65 cm, la remoción de materia orgánica en el biorreactor fue menor (60-80%). La eficiencia de remoción con $H_s=90$ cm no se reporta por los pocos datos que se obtuvieron, debido al constante levantamiento del lecho por la presión que se generaba con una partícula tan pequeña.

Estos resultados, con eficiencia de remoción de DQO de 90 a 91% con un tiempo relativamente bajo de retención hidráulica (32 min), indican el potencial del biorreactor propuesto para tratar aguas residuales con alta DQO (>400 mg L⁻¹).

La eficiencia de remoción de la DQO para cada altura de lecho (40, 65 y 90 cm) y tamaño de partícula (0.92, 1.87, y 4.43 mm) se presenta en la Figura 3, donde se observa una gran variabilidad en el afluente. Los experimentos con una altura de lecho de 65 cm y un tamaño de partícula de 1.87 y 4.43 mm tuvieron mayor estabilidad en el sistema como lo muestra los valores del efluente en esta Figura.

El análisis de la matriz de correlaciones (datos no mostrados), mostró que las variables que mejor explican la variación total de los experimentos son la DQO, turbidez y OD. El análisis estadístico de componentes principales mostró que en el primer componente principal esas tres variables explican 71% de la variación total de los experimentos, la cual en términos de correlación significa un coeficiente de Pearson (r) de 0.84. Así mismo, 90% de la variación total de los datos se explica por los dos primeros componentes, aunque el segundo sólo aporta 19% de la variación total (Cuadro 4). El mismo análisis reveló que la contribución cuantitativa de la DQO, turbidez y OD no fue diferente (valores positivos y de magnitud semejante). Así, el primer componente principal (PRIN1) es básicamente un promedio de las tres variables, integradas como una sola variable de respuesta, e indicadora de la eficiencia del reactor (Cuadro 5). En esos términos, la mayor eficiencia del reactor estuvo relacionada con los tamaños de partícula 2 y 3 (1.87 y 4.43 mm) y con las alturas de lecho 5 y 6 (65 y 90 cm), de acuerdo con su ubicación mayoritaria en el cuadrante de valores positivos del eje de las ordenadas, correspondiente al primer componente principal (Figura 4).

Por lo anterior, y por la correlación entre tales variables, se realizó un análisis de varianza multivariado cuyos resultados mostraron efectos altamente significativos ($p<0.01$) de las variables tamaño de partícula y altura del lecho, sin interacción entre ellos ($p>0.05$) (Cuadro 6).

En el Cuadro 7 se presenta la comparación de medias del tamaño de partícula y altura de lecho como una respuesta conjunta de las tres variables, cuyos resultados mostraron efectos altamente significativos entre las medias de los tamaños de partícula de 0.92 y 1.87 mm y 0.92 y 4.43. Las diferencias entre medias de los tamaños de partícula de 1.87 y 4.43 resultaron no significativas

system stability, as shown by the effluent values in this Figure.

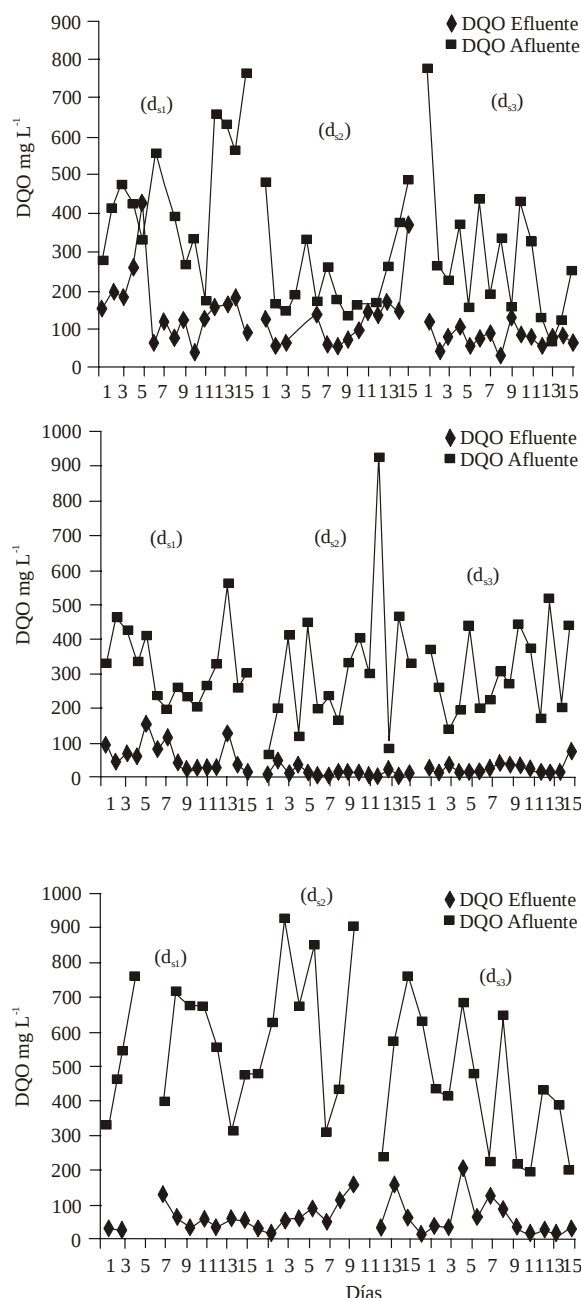


Figura 3. Mediciones experimentales de concentraciones de DQO bajo diferentes condiciones de operación: $H_{s1}=40$ cm; $H_{s2}=65$ cm; $H_{s3}=90$ cm; $d_{s1}=0.92$ mm; $d_{s2}=1.87$ mm; $d_{s3}=4.43$ mm.

Figure 3. Experimental measuring of DQO concentrations under different operating conditions: $H_{s1}=40$ cm; $H_{s2}=65$ cm; $H_{s3}=90$ cm; $d_{s1}=0.92$ mm; $d_{s2}=1.87$ mm; $d_{s3}=4.43$ mm.

Cuadro 4. Eigenvalores de la matriz de correlación.
Table 4. Eigenvalues of the correlation matrix.

	Eigenvalor	Diferencia	Proporción	Acumulativo
PRIN1	2.13214	1.54157	0.71071	0.71071
PRIN2	0.59057	0.31328	0.19686	0.90757
PRIN3	0.27729		0.09243	1.00000

Cuadro 5. Eigenvectores de componentes principales.
Table 5. Eigenvectors of the principal components.

	PRIN1	PRIN2	PRIN3
TURB	0.55453	-0.69733	0.45412
DQO	0.55036	0.71664	0.42841
OD	0.62419	-0.01236	-0.78118

($p > 0.05$). Respecto a la altura del lecho, las medias de las tres alturas del lecho fueron diferentes ($p < 0.05$).

La calidad del agua obtenida en este sistema de tratamiento, según los estándares para agua de riego (NOM-032-ECOL-1993; NOM-001-ECOL-1996; National Research Council, 1996), dependió de la altura del lecho y el tamaño de partícula. En el Cuadro 8 se muestran los promedios y la desviación estándar de las variables de control.

El pH se mantuvo dentro de los límites permisibles (NOM-032-ECOL-1993), no así la conductividad eléctrica, que indica el contenido de sales, y que varió entre efluente y afluente (alcanzando un promedio de 2.5 mmhos cm^{-1}). Este valor rebasa el límite permisible para utilizar esta agua para riego (NOM-032-ECOL-1993). Su uso por tiempo prolongado causaría la salinización de los suelos. El sistema no fue eficiente para remover las sales solubles, para lo cual existen otros sistemas, pero más caros (Cheremisinoff y Cheremisinoff, 1993).

Aunque las grasas y aceites no se evaluaron en el efluente, se observa en el Cuadro 3 que las aguas residuales rebasan los límites presentados en el Cuadro 1, lo cual puede estar afectando a los cultivos y al suelo.

En el afluente y efluente no se detectaron nitratos y nitritos, lo cual indica que no hubo nitrificación, a pesar de que se suministró aire al sistema.

El nitrógeno amoniacal del efluente es benéfico para los cultivos, ya que aporta nitrógeno inmediatamente aprovechable para las plantas o para las bacterias nitrificadoras. El uso de los efluentes de sistemas de tratamiento para riego agrícola, evita que los cuerpos receptores de agua se contaminen (Rechcigl, 1995).

Los valores de turbidez observados en el afluente rebasaron los límites permisibles (150 NTU) (Corbitt, 1990). Sin embargo, el tratamiento permitió que en el efluente se obtuviese la calidad requerida. El tamaño de partícula (1.87 mm) y altura (65 cm) dieron las condiciones de operación más eficientes.

The analysis of the correlation matrix (data not shown), showed that the variables that best explain the total experimental variation are COD, turbidity, and DO. The statistical analysis of principal components showed that these three variables accounted for 71% of the total experimental variation, which in correlation terms represents a Pearson coefficient (r) of 0.84. Likewise, 90% of the total data variation was explained by the first two components, although the second accounts for only 19% of the total variation (Table 4). The same analysis revealed that the quantitative contributions of COD, turbidity and DO were not different among them (positive values and similar magnitudes). Therefore, the first principal component (PRIN1) is basically an average of the three variables, integrated as one variable of response, and indicator of the reactor efficiency (Table 5). Under these conditions, the highest reactor efficiency was related to particle size 2 and 3 (1.87 and 4.43 mm) and bed height 5 and 6 (65 and 90 cm), according to their quadrant localization, mainly in the quadrant of positive values along the y-axis, corresponding to the first principal component (Figure 4).

A multivariate analysis of variance was performed whose results showed highly significant effects ($p < 0.01$) of the particle size and bed height variables, without interaction among them ($p > 0.05$) Table 6.

Table 7 shows the comparison of means of particle size and bed height, as a joint response of the three variables, with highly significant influence between particle size of 0.92 and 1.87, and 0.92 and 4.43. The

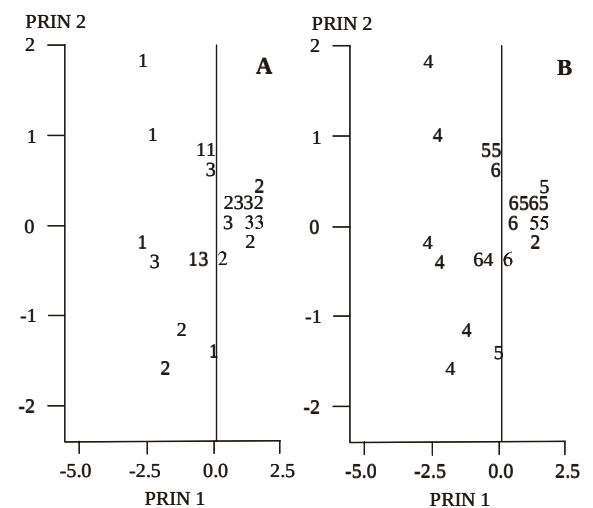


Figura 4. Efecto del tamaño de partícula (A) 1=0.92 mm; 2=1.87 mm; 3=4.43 mm; y altura de lecho (B) 4=40 cm; 5=65 cm; 6=90 cm, sobre la remoción de la DQO, turbidez y contenido de oxígeno disuelto.

Figure 4. Influence of particle size (A) 1=0.92 mm; 2=1.87 mm; 3=4.43 mm; and bed height (B) 4=40 cm; 5=65 cm; 6=90 cm. on the removal of COD, turbidity and OD.

Cuadro 6. Análisis multivariado de varianza.
Table 6. Multivariate analysis of variance.

FV	gl	SC	CM	Valor de F	Significancia
PART	2	7.40	3.70	15.03	0.0003**
ALTURA	2	29.32	14.66	59.53	0.0001**
PART*ALTU	4	0.37	0.090.37	0.8252 NS	
ERROR	14	3.45	0.25		
TOTAL	22	40.53			

Cuadro 7. Análisis de medias de la respuesta conjunta de las tres variables dependientes (DQO, OD y Turbidez).
Table 7. Analysis of means of the joint response of the dependent variables (COD, OD, and Turbidity).

Tamaño de partícula (mm)	Altura de lecho (cm)
0.92 a	40 a
1.87 b	65 b
4.43 b	90 c
(p<0.01)	(p<0.05)

La remoción de la turbidez por el biorreactor es muy significativa para el caso de aguas que serán usadas para riego agrícola. Esta variable es considerada un indicador de la contaminación de las aguas (Corbitt, 1990), porque está asociada con partículas que protegen microorganismos patógenos y acumulan sustancias tóxicas (De Zuane, 1997). Por tanto, es posible considerarla como una variable microbiológica indirecta, más que una variable física, ya que la remoción de turbidez puede estar asociada con la remoción de microorganismos patógenos atrapados en los lodos (Rechcigl, 1995).

Los niveles de OD del efluente fueron inferiores a los adecuados para asegurar la calidad de agua requerida para ser descargada en cuerpos receptores de agua

differences between the means of particle size 1.87 and 4.43 were not significant ($p>0.05$). Regarding the bed height, the means of the three bed heights were different ($p<0.05$).

The water quality obtained with this treatment system, according to the standards for irrigation water (NOM-032-ECOL-1993; NOM-001-ECOL-1996; National Research Council, 1996), depended on the bed height and particle size. Table 8 shows means and standard deviations of the control variables.

The pH was within the permissible limits (NOM-032-ECOL-1993), but the electrical conductivity, indicating the salt content, varied between the effluent and influent (reaching an average of 2.5 mohm cm^{-1}). This value exceeds the permissible limits for irrigation water (NOM-032-ECOL-1993). Its use during prolonged time will cause soil salination. The system was not efficient in removing soluble salts, but there are other systems to do that, though far more expensive (Cheremisinoff and Cheremisinoff, 1993).

Oil and grease of the effluent were not evaluated, but data in Table 3 show that they exceed the limits presented in Table 1, and may be affecting crops and soils.

Neither nitrates nor nitrites were found in the influent or the effluent, which indicates that no nitrification occurred, though air was supplied to the system.

Cuadro 8. Variables de operación bajo diferentes tamaño de partícula y altura de lecho.
Table 8. Operating variables with different particle sizes and bed height.

Variable	Tamaño de partícula (mm)			Altura de lecho (cm)		
	0.92 n=32	1.87 n=45	4.43 n=45	40 n=45	65 n=45	90 n=45
pH Ef.	7.7 ± 0.2	7.8 ± 0.2	7.7 ± 0.2	7.6 ± 0.2	7.8 ± 0.2	7.8 ± 0.1
pH Af.	7.5 ± 0.2	7.5 ± 0.2	7.5 ± 0.2	7.4 ± 0.2	7.5 ± 0.2	7.5 ± 0.2
CE Ef.(mmhos cm^{-1})	2.4 ± 0.2	2.3 ± 0.2	2.5 ± 0.2	2.3 ± 0.2	2.5 ± 0.2	2.5 ± 0.2
CE Af.(mmhos cm^{-1})	2.4 ± 0.2	2.3 ± 0.2	2.5 ± 0.2	2.3 ± 0.2	2.4 ± 0.2	2.5 ± 0.2
Turbidez Ef.(NTU)	120 ± 99	21 ± 33	62 ± 72	99 ± 89	41 ± 57	55 ± 91
Turbidez Af.(NTU)	232 ± 109	236 ± 144	254 ± 100	233 ± 110	214 ± 94	354 ± 228
% Rem. turbidez	44 ± 45	89 ± 23	73 ± 28	53 ± 44	81 ± 26	82 ± 31
DQO Ef. (mg L^{-1})	69 ± 38	70 ± 68	83 ± 84	121 ± 78	35 ± 35	73 ± 53
DQO Af. (mg L^{-1})	313 ± 145	418 ± 302	398 ± 169	3587 ± 2645	3149 ± 149	641 ± 374
% Remoción DQO	72 ± 24.3	76 ± 24.8	78 ± 23.4	57 ± 28.0	87 ± 12.0	87 ± 11
OD Ef. (mg L^{-1})	2.3 ± 2.0	3.6 ± 1.9	3.6 ± 1.5	1.7 ± 1.3	4.5 ± 1.3	3.5 ± 1.9
NH ₃ Ef. (mg L^{-1})	23.6 ± 5.9	21.6 ± 4.4	20.1 ± 7.2	22.0 ± 3.6	23.4 ± 6.2	17 ± 7.8
NH ₃ Af. (mg L^{-1})	25.6 ± 3.0	24.1 ± 4.1	25.2 ± 4.0	25.6 ± 3.4	25.3 ± 3.6	23 ± 3.7

(>5 ppm) (Miller, 1986), no así en suelos agrícolas, ya que los valores de OD fueron de 0 a 5.8 mg L⁻¹.

El análisis químico de cuatro muestras de lodos tomadas al azar desde los lavados del lecho del biorreactor y que fueron analizados por espectrometría de emisión por plasma después de haber sido solubilizados mediante un tratamiento con ácido nítrico al 70% (CEM Corp., 1994), reveló una alta concentración de metales pesados (Cuadro 9) en comparación con las concentraciones del afluente (Cuadro 3). Esto sugiere que algunos metales tóxicos contenidos en el afluente pueden ser removidos exitosamente por el tratamiento.

Esta remoción es benéfica en aquellas aguas que serán aplicadas a suelos agrícolas, porque la concentración de metales pesados en los lodos rebasa los límites permisibles para ser depositados en suelos agrícolas (Cuadro 1). En el Cuadro 9 se observa que hubo una alta remoción de boro, el cual puede ser tóxico para las plantas si rebasa los límites permisibles.

Los lodos residuales que genera el biorreactor fueron desviados a una pila después del lavado del sistema. Se requiere estudios adicionales para establecer su eliminación segura.

CONCLUSIONES

La turbidez y la DQO del afluente tuvieron una amplia variación (97 a 788 NTU y 67 a 933 mg L⁻¹), mientras que la amplitud de los valores del efluente fue más pequeña (3.77 a 59.9 NTU y 5 a 53 mg L⁻¹). Esto es característico de sistemas estables, en vista de los altos valores en la eficiencia de remoción de la DQO. La mayoría de la materia orgánica ($\approx 95\%$) fue removida por el biorreactor cuando se operó con un tamaño de partícula de 1.87 mm. La operación con 0.92 mm de tamaño de partícula tuvo un desempeño menos estable ($\approx 65\%$).

Las concentraciones de oxígeno disuelto con Hs=65 cm y ds=1.87 variaron entre 3.20 y 4.45 mg L⁻¹. Por tanto, con estas condiciones de operación la distribución del aire fue más homogénea en todo el reactor.

Cuadro 9. Elementos traza en muestras de lodos analizados por espectrometría de emisión por plasma.

Table 9. Trace elements of sludge samples analyzed by plasma emission spectrometry.

	Muestra 1	Muestra 2	Muestra 3	Muestra 4
	ppm			
Arsénico	5.21	3.35	1.29	4.55
Boro	105.34	281.60	92.60	1.74
Cadmio	0.10	0.18	0.12	0.12
Cromo	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cobre	297.20	321.20	28.52	212.20
Mercurio	1.70	2.30	N.D.	0.10
Plomo	32.26	14.38	3.34	20.12
Zinc	1782.20	909.00	120.34	1006.20

The ammoniacal nitrogen found in the effluent is beneficial for crops, since it contributes nitrogen that can be absorbed immediately by plants or nitrogen-fixing bacteria. The use of the effluents from treatment systems for agricultural irrigation prevents contamination of the recipient water bodies (Rechcigl, 1995).

The turbidity values of the influent exceeded the permissible limits (150 NTU), (Corbitt, 1990). However, the treatment made it possible to obtain the required effluent quality. Particle size (1.87 mm) and bed height (65 cm) gave the most efficient operating conditions.

The turbidity removal achieved by the bioreactor is highly significant for water to be used for agricultural irrigation. This variable is considered as a water pollution indicator (Corbitt, 1990), because it is associated with particles that protect pathogenic microorganisms and accumulate toxic substances (De Zuane, 1997). Therefore, it may be considered as an indirect microbiological variable, rather than a physical one, since turbidity removal may be associated with removal of pathogens trapped in the sludge (Rechcigl, 1995).

The DO levels in the effluent were lower than those considered adequate to guarantee the required quality of water discharged in the receiving bodies (>5 ppm) (Miller, 1986), but were adequate for use in agricultural lands, since DO values ranged from 0 to 5.8 mg L⁻¹.

Four sludge samples randomly taken from the bioreactor bed backwashing were chemically analyzed by ICP after being treated for solubilization with 70% nitric acid (CEM, corp, 1999). The analysis revealed a high concentration of heavy metals (Table 9), compared to those in the influent (table 3). This suggests that some toxic metals in the influent can be successfully removed by this treatment.

This removal is beneficial for those waters intended to be used for farmland irrigation, because the concentration of heavy metals in the sludge is higher than the permissible limits for irrigation of agricultural soils (Table 1). In table 9, it is observed that there was a high boron removal, element which can be toxic for plants if it exceeds the permissible limits.

The residual sludge generated by the bioreactor was discharged into a container after the system was backwashed. Additional studies are required to determine the procedures for its safe disposal.

CONCLUSIONS

Influent turbidity and COD had a wide variation (97 to 788 NTU and 67 to 933 mg L⁻¹) whereas the range of values of the effluent was lower (3.77 to 59.9 NTU, and 5 to 53 mg L⁻¹). This is typical of stable systems, considering

Respecto a la calidad agrícola del efluente, el sistema propuesto fue eficiente para remover metales pesados, tóxicos para las plantas y la salud humana. Así mismo, el sistema fue eficiente en la remoción de la turbidez, lo cual permite concluir que también lo fue en la remoción de patógenos, aunque se requiere de investigaciones adicionales para su confirmación.

El sistema no fue eficiente en cuanto a la remoción de sales, pero puede ser escalable y adaptado a un mecanismo de riego por cintilla con un flujo de 1.5 L min^{-1} , lo cual también requeriría investigación adicional.

LITERATURA CITADA

- APHA, AWWA, WPCF. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th Ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, D. C.
- Basta, N. T., and M. A. Tabatabai. 1991. Determination of total metals in sewage sludges by Ion Chromatography. *J. Environ. Quality* 20: 79-88.
- Bitton, G. 1994. Wastewater Microbiology. J. Wiley & Sons Inc. New York, N.Y. 478 p.
- Burlingame, G. A., M. J. Pickel, J. T. Roman. 1998. Practical applications of turbidity monitoring. *J. Am. Water Works Ass.* 90: 57-69.
- Cajuste, L. J., R. Carrillo G., E. Cota G. and R. J. Laird. 1991. The distribution of metals from wastewaters in the Mexican Valley of Mezquital. *Water, air and soil pollution* 57-58: 763-771.
- CEM Corporation. Innovators in microwave technology. 1994. Microwave Digestion Applications Manual. Environmental Section. Matthews, NC.
- Cisneros, E. X., B. R. Gontes, y R. R. Nuño. 1997. Contaminación de aguas superficiales y su efecto en el riego agrícola. Memorias técnicas del XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Zacatecas, México.
- Cheremisinoff, N. P., and P. N. Cheremisinoff. 1993. Treatment and Waste Recovery. Advanced Technology and Applications. Prentice-Hall Inc. Englewood, New Jersey. 310 p.
- Corbitt, R. A. 1990. Wastewater disposal. In: Standard Handbook of Environmental Engineering. Mc. Graw Hill. Willard, Ohio. Chapter 6. 273 p.
- De Zuane, J. P. E. 1997. Handbook of Drinking Water Quality. 2nd Ed. Von Nostrand Reinhold Publishers. New York N.Y. 575 p.
- Fifield, F. W., and P. J. Haines. 1995. Environmental Analytical Chemistry. Ed. Blackie Academic and Profesional, Chapman and May. Glasgow, U. K. 489 p.
- Ibekwe, A. M., J. S. Angle, R. L. Chaney, and P. Van Berkum. 1995. Sewage sludges and heavy metal effects on nodulation and nitrogen fixation of legumes. *J. Environ. Quality* 24: 1199-1204.
- Hach Company. 1997. World Headquarters. DR/2010 Procedures Manual. Loveland, Colorado. 872 p.
- Lunin, J. 1986. Introduction. In: Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters. Published by ASA CSSA SSSA. 2nd Ed. Madison, Wisconsin. 575 p.
- Menzies, J. D. 1986. Pathogen consideration for land application of human and domestic animal wastes. In: Soils for Management of Organic Wastes and Waste Waters. Published by ASA CSSA SSSA. 2nd Ed. Madison, Wisconsin. 575 pp.
- Miller, T. Jr. 1986. Environmental Science: An Introduction. Wadsworth Publishing Company. Belmont, California. 400 p.
- the high values for the COD removal efficiency. Most of the organic matter ($\approx 95\%$) was removed by the bioreactor when operated at a particle size of 1.87 mm. The bioreactor operating with particle size 0.92 had less stable performance ($\approx 65\%$).
- The DO concentrations with $H_s=65 \text{ cm}$ and $d_s=1.87$ varied between 3.20 and 4.45 mg L^{-1} . Therefore, under these operating conditions, air distribution was more homogeneous in the whole reactor.
- Regarding the effluent quality for agricultural use, the proposed system proved to be efficient for removing heavy metals, toxic for plants and human health. Likewise, the system was efficient in removing turbidity, so it can be concluded that it was efficient in removing pathogens as well; however, further research is required to confirm the latter.
- The system did not work efficiently to remove dissolved salts, but it can be scaled and adapted to a strap irrigation mechanism at a 1.5 L min^{-1} flow, but this would also require further research.

—End of the English version—



- National Research Council. 1996. Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production. National Academy Press. Washington, D.C. 178 p.
- NOM-AA-3-1980. Norma Oficial Mexicana. Aguas Residuales-Muestreo. Publicada en el Diario de la Federación el 25 de marzo de 1980.
- NOM-032-ECOL-1993. Norma Oficial Mexicana. Que establece los límites máximos permisibles (LMP) de contaminantes en las aguas residuales de origen urbano o municipal para su disposición mediante riego agrícola. Publicada en el Diario de la Federación el 25 de marzo de 1980.
- NOM-001-ECOL-1996. Norma Oficial Mexicana. Que establece los LMP de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada en el Diario de la Federación el 24 de junio de 1996.
- Parker, S. P., and R. A. Corbitt. 1993. Encyclopedia of Environmental Science & Engineering. 3rd Edition. Mc. Graw Hill. Willard, Ohio. 749 p.
- Rechcigl, J. E. 1995. Soil Amendments and Environmental Quality. Agriculture and Environmental Series. Lewis Publishers. Ona, Florida. 504 p.
- Rojas V., M. N., y T. Orta de Velásquez. 1997. Evaluación del efecto del ozono y de la radiación ultravioleta sobre la estructura y viabilidad de huevos de helmintos. Memorias técnicas del XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Zacatecas, México.
- SAS. Statistical Analysis System. 1996. v6.12. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Stat Soft Inc. 1999. Electronic. Statistics Textbook. Tulsa, O.K. Stat Soft.Web: <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>
- Tabares, C. R. G., G. L. Santana Jr., and B. Capdeville. 1995. The effect of air superficial velocity on biofilm accumulation in a three-phase fluidized bed reactor. *Water Research* 29: 2293-2298.