

Humedales de Flujo Subsuperficial: Una Alternativa Natural para el Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas en Zonas Tropicales

Miguel R. Peña Varón* Meike Van Ginneken** Carlos A. Madera P.***

* Ph.D., Msc. Docente Asociado Universidad del Valle - Instituto CINARA - Santiago de Cali, Colombia e-mail:mipena@univalle.edu.co

** MSc. Banco Mundial, Washington D.C.,USA

***MSc. Docente Investigador Instituto CINARA - Universidad del Valle - Santiago de Cali, Colombia E-mail:cmadera@univalle.edu.co

Resumen

Los sistemas naturales de tratamiento (SN) están surgiendo como alternativas de bajo costo, fáciles de operar y eficientes en comparación con los sistemas de tratamiento convencional para una amplia gama de aguas residuales. Los sistemas de tratamiento de aguas residuales basados en macrofitas pueden ser definidos como SN en los cuales las macrofitas acuáticas (plantas que crecen en suelos saturados de agua) tienen una función vital en relación con la depuración del agua residual. Los humedales están entre los ecosistemas más importantes de la tierra por sus condiciones hidrológicas, y porque constituyen un enlace entre sistemas terrestres y acuáticos.

Un humedal artificial (Wetland) es un sistema complejo de medio saturado, diseñado y construido por el hombre, con vegetación sumergida y emergente y vida animal acuática que simula un humedal natural para el uso y beneficio humano. Existen básicamente dos tipos de humedales de flujo superficial (HFS) y flujo Subsuperficial (HS). Este artículo describe los principales criterios y consideraciones para el diseño de humedales HS. Finalmente, se considera que los humedales HS tienen un gran potencial para el tratamiento de aguas residuales domésticas, en regiones tropicales como Colombia y el Valle del Cauca en particular.

Palabras Claves:

Aguas residuales domésticas; humedales artificiales; humedal de flujo subsuperficial; sistemas naturales.

ABSTRACT

Natural wastewater treatment methods (NWWT) are emerging as low-cost, easy to operate and efficient systems compared to conventional wastewater treatment systems. NWWT units based on macrophytes (plants that grow in saturated media) play an important role in wastewater treatment. In this sense, constructed wetlands (CW) are systems that mimic the diverse processes occurring in natural wetlands.

The former are complex man-made reactors consisting of a saturated stratum, submerged, emergent or floating vegetation that attracts superior forms of life to form a whole ecosystem aimed at reducing the level of pollution. These CW are classified as surface flow and subsurface flow systems. This paper presents the main design criteria and considerations for subsurface flow CW dimensioning. In general terms, it is shown that subsurface flow CW have a great potential for sustainable domestic wastewater treatment in tropical regions such as Colombia and the Valle del Cauca in particular.

INTRODUCCIÓN

Un humedal artificial (Wetland) es un sistema complejo de medio saturado, diseñado y construido por el hombre, con vegetación sumergida y emergente y vida animal acuática que simula un humedal natural para el uso y beneficio humano. Existen dos tipos de humedales, los de flujo superficial y subsuperficial. Los humedales de flujo subsuperficial (HFS) se diseñan y construyen para que el agua fluya a través de la zona radicular de la vegetación y por lo tanto no presentan una superficie libre de flujo. Este sistema consiste en una excavación que contiene un lecho de material filtrante que generalmente es grava, el cual soporta el crecimiento de la vegetación emergente. En esencia, un humedal de flujo subsuperficial se clasifica como un sistema de tratamiento de película fija (Metcalf and Eddy, 1991).

Este sistema es utilizado como tratamiento secundario o terciario de las aguas residuales a continuación de un tratamiento primario que generalmente es una unidad de sedimentación primaria convencional o una laguna anaerobia.

Dependiendo del tamaño de la población, se utiliza un tanque séptico como etapa primaria. Las investigaciones y proyectos demostrativos han probado que los HFS pueden efectuar un tratamiento efectivo de las aguas residuales, sin embargo, la información disponible acerca de su eficiencia es escasa, a veces contradictoria e insuficiente para optimizar las variables del proceso. La mayor desventaja de los HFS es la falta de experiencias bien documentadas, particularmente en países tropicales. Este artículo presenta la tecnología de los HFS y sus criterios para el diseño de dichos sistemas.

ANTECEDENTES

Los sistemas naturales de tratamiento (SN) están surgiendo como alternativas de bajo costo, fáciles de operar y eficientes en comparación con los sistemas de tratamiento convencional para una amplia gama de aguas residuales (Watson et al., 1989). Los sistemas de tratamiento de aguas residuales basados en macrófitas pueden ser definidos como SN, en los cuales las macrófitas acuáticas (plantas que crecen en suelos saturados de agua) tienen una función vital en relación con la depuración del agua residual (Brix, 1993). Los contaminantes en los sistemas con macrófitas son removidos por una variedad compleja de procesos biológicos, físicos y químicos, incluyendo sedimentación, filtración, adsorción en el suelo, degradación microbiológica, nitrificación y desnitrificación, decaimiento de patógenos y metabolismo de las plantas. Las macrófitas remueven contaminantes por asimilación directa dentro de sus tejidos, además proveen superficie de contacto y un ambiente adecuado para que los microorganismos transformen los contaminantes y reduzcan sus concentraciones.

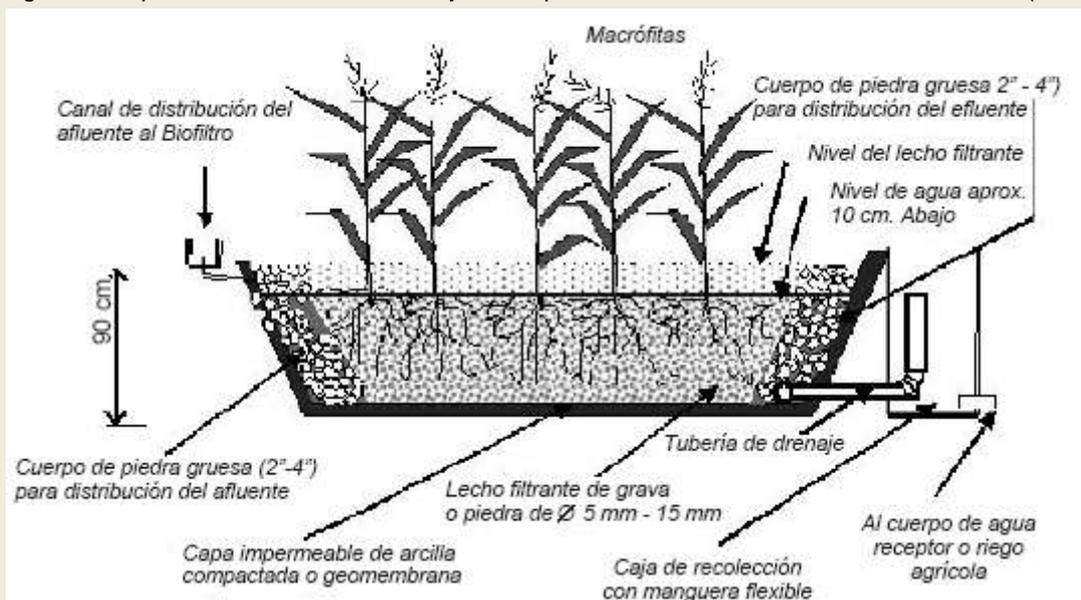
La transferencia de oxígeno dentro de la zona radicular es otro proceso que contribuye a la remoción de contaminantes por la creación de un ambiente aerobio para algunas poblaciones bacterianas. Los sistemas de tratamiento basados en macrófitas pueden ser clasificados de acuerdo con la forma de vida dominante. En la Tabla 1 se muestra dicha clasificación según Brix (1994).

| Tipo de Sistema | Vegetación Dominante | Nombre Científico |
|-----------------------|---|---|
| Macrófitas Flotantes | Jacinto de Agua y Lenteja de Agua | Duckweed y Water Hyacinth |
| Macrófitas Emergentes | Jungo, Caña, Guadua | Juncus sp Phragmites sp, Dendrocalamus sp. |
| Sistema Mixto | Jacinto de agua y Lenteja de Agua. Junco, Caña, Guadua | Duckweed y Water Hyacinth Juncus sp Phragmites sp, Dendrocalamus sp. |

Tabla 1. Clasificación de los sistemas de tratamiento natural basados en Macrófitas

El medio filtrante de los HFS puede ser cascajo de piedra, grava, diferentes tipos de suelo o sustratos enriquecidos, que soportan el crecimiento de vegetación emergente (Figura 1). El agua fluye horizontalmente a través de las raíces de las plantas y el medio filtrante, luego el efluente tratado es recolectado en un canal de salida o tubería. La remoción de contaminantes depende principalmente de la interacción entre el medio filtrante y el ecosistema conformado por la rizosfera y las poblaciones microbianas adheridas al medio y las raíces. Dependiendo del tipo de planta se puede tener un ecosistema con micorrizas donde se conforman cadenas tróficas más amplias (Brown, 1994). El lecho tiene una pendiente típica menor al 2% y el material se coloca sobre un recubrimiento impermeable para prevenir infiltraciones y asegurar el control del nivel de agua. El medio tiene una profundidad típica de 0.3 a 0.7 m. Los sistemas más grandes en uso en los Estados Unidos están en Crowley, Louisiana, con un caudal de diseño de 13000 3 m /día (Reed et al., 1995).

Figura 1. Esquema de un Humedal de Flujo Subsuperficial Horizontal. Fuente: Sucher & Holzer (1999)



Los HFS han sido menos investigados que los de flujo superficial y los datos de eficiencia varían ampliamente. Sin embargo, altas eficiencias de remoción de DBO5 y SST (60-90%) pueden esperarse en los HFS (Cooper, 1993; Reed et al., 1995). La remoción de nitrógeno está por encima del 75%, sin embargo, varios sistemas de HFS muestran deficiencias de oxígeno en términos de los requerimientos para nitrificación (Watson et al., 1989). La remoción de fósforo depende del

tipo de medio o suelo y, por lo tanto, las eficiencias reportadas varían entre 30 y 50%, correspondiendo estas cifras a sistemas específicos evaluados (Brown, 1994; Cooper, 1993; Reed et al., 1995). La concentración total de fósforo en el efluente varía entre 3 y 10 mg/l (Reed, 1990). Así mismo, se argumenta que la remoción de elementos traza es excelente, dado que en el sistema coexisten condiciones aeróbicas y anóxicas (Eger, 1994; Reed et al., 1995). La eficiencia de remoción de bacterias patógenas es mayor al 90% (Reed et al., 1995), y la remoción de huevos de helmintos varía entre 95 y 100%.

Las tasas de carga orgánica de los HFS son considerablemente más altas que las de otros sistemas de tratamiento basados en los conceptos de macrofitas, consecuentemente el área superficial requerida en los HFS es considerablemente menor. La evapotranspiración es alta y se estima como el 80% de la evaporación que ocurre en cuerpos de agua con superficie libre (Kadlec, 1989; Reed et al., 1995). Los problemas de obstrucción en los HFS pueden ocasionar represamientos que producen afloramiento del agua y, en consecuencia, flujo superficial del fluido, lo cual provoca una reducción en la remoción de nitrógeno (Brown, 1994). En condiciones normales de operación, la superficie del agua en un HFS no está expuesta y, por lo tanto, no hay mayores riesgos potenciales para la población ni problemas de proliferación de artrópodos o insectos.

Aspectos de Diseño

Una investigación de 150 sistemas de humedales en Estados Unidos, llevada a cabo por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) en 1991, demostró que no había consenso en los criterios de diseño básicos de la hidrodinámica y otros aspectos de la biología del proceso, en la configuración de los sistemas y en factores tales como la vegetación utilizada, el tamaño y tipo de medio, o el pretratamiento implementado (Hammer and Bastian, 1989; Brown and Reed, 1994).

Las macrofitas acuáticas crean condiciones aeróbicas en el medio filtrante saturado al actuar como inyectores naturales de oxígeno, el cual es liberado por difusión en la rizosfera por las raíces de la planta. La zona radicular además provee una gran área superficial para el crecimiento de la película fija de microorganismos y el desarrollo de la ecología microbiana típica de estos sistemas (Brix, 1994; Chamber and McComb, 1994; Reed et al., 1995). Las plantas propias de humedales están fisiológicamente adaptadas para crecer en medios saturados en virtud del espacio interno disponible en las concavidades del tallo, que permite transportar y transferir el oxígeno hacia las raíces y los rizomas. En la Tabla 2 se presenta un resumen de las propiedades de las plantas más utilizadas en HFS.

Tabla 2. Propiedades de macrofitas utilizadas en HFS

| Especies | Nombre Hispanico | Nombre Cientifico | Penetración raíces (cm) | Tasa de Transferencia de O ₂ (g/m ² - d) ² | No. de plantas/ m ² |
|----------|---------------------|----------------------|----------------------------|--|--------------------------------------|
| Reed | Cáñamo | Phragmites sp. | 60-76 | 4.8 | 2 - 4 |
| Bulrush | Papiro | Scirpus sp. | 76 | 5.7 | 2 - 4 |
| Rushes | Junco | Juncus sp. | 30 | ND | ND |
| Cattails | tifácea | Typha sp. | 30 | 2.1 | ND |
| Bamboo | guadua | Bambusa sp. | 100 - 200 | ND | ND |
| Bamboo | Bambalina | Dendrocalamus sp. | 30 - 40 | ND | ND |

Cinética de primer orden en un reactor de flujo a pistón

Los modelos cinéticos de primer orden en reactores de flujo a pistón asumen que las reacciones biológicas que ocurren en los HFS pueden describirse de manera similar a las de otros procesos de crecimiento fijo para el tratamiento de aguas residuales. Los HFS, al igual que otros reactores, no presentan un régimen ideal de flujo y muy probablemente están en algún punto intermedio entre el pistón y el completamente mezclado. El modelo de flujo a pistón en condiciones de estado estacionario está dado por la ecuación (1) (Reed et al., 1995).

Tabla 3. Modelos para el diseño de HFS

| Ecuación | Descripción de Variables |
|--|--|
| $C_e / C_o = e^{-K_r T}$ (1) | C_e y C_o = Concentración en el efluente y afluente [mg/l] K_r = Constante de reacción de primer orden [d^{-1}] T = Tiempo de retención hidráulico [d] |
| $T = L^*W^*y^n / Q$ (2) | L = Longitud del reactor [m] W = Ancho del reactor [m] y = Profundidad del reactor [m] n = Porosidad del medio (adimensional) |
| $A_s = L^*W = Q^*Ln (C_o/C_e)/K_r^*y^n$ (3) | Q = Flujo promedio a través del humedal [m^3/d] A_s = Área superficial del humedal [m^2] T = Temperatura [°C] |
| $K_r = K_{20} * 1.06^{(T-20)}$ $K_{20} = 1.104 d^{-1}$ (4) | K_{20} = Constante de reacción de primer orden a 20 °C [d^{-1}] |
| $K_r = K_{nm} * (1.048)^{(T-20)}$ (5) | K_{nm} = Constante de reacción de nitrificación a 20 °C [d^{-1}] |
| $K_{nm} = 0.01854 + 0.3922 * R_y^{2.6077}$ (6) | R_y = Fracción de la profundidad del lecho filtrante ocupada por raíces [$0 < R_y < 1$] |
| $K_r = 1.0 * (1.15)^{(T-20)}$ (7) | |
| $\lambda = Q/A_s$ (8) | λ = Carga hidráulica del sistema [$m^3/m^2 d = m/d$] ∇Q = Incremento en flujo [m^3/d] P = Precipitación promedio [m/d] E_o = Evapotranspiración [m/d] K_c = Coeficiente del cultivo [adimensional] S = Infiltración [m^3/d] |
| $\nabla Q = A_s * [P - K_c * E_o] - S$ (9) | |
| $Q_{sum} = Q_o + 0.5 * \nabla Q$ (10) | m = Incremento de profundidad que sirve como un diferencial de cabeza hidráulica = $S * L/y$ |
| $W = 1/y * [Q^*A_s / m^*K_r]^{1/2}$ (11) | R = Número de Reynolds V = Velocidad de flujo = $K_c * S$ [m/s] D = Diámetro promedio de espacios vacíos en el medio [m] ν = Viscosidad cinemática del agua [m^2/s] |
| $R = \nu D / (12)$ | |

La remoción del nitrógeno total Kjeldhal está dada por la suma de las ecuaciones de primer orden para la nitrificación y denitrificación. Se debe, por lo tanto, llevar a cabo un balance de nitrógeno para poder estimar la remoción neta de N. Reed et al., (1995) ilustran en detalle el algoritmo de cálculo para esta condición.

La asimilación de nitrógeno (N) por parte de las macrófitas no se toma en cuenta normalmente en el diseño. Esto porque en la mayoría de los sistemas no se cosechan las plantas regularmente y por lo tanto la remoción (N) es limitada. Además, los datos sobre asimilación de nitrógeno son escasos. Brix (1994) estima que la asimilación de este elemento por parte de las plantas está entre 1000-2500 Kg N/ha-año.



Figura 2. a) HFS a escala piloto en la Estación de Investigación de Ginebra, Valle del Cauca b) HFS a escala real en el Convento Casa Betania, Cali. Cortesía de GAIA Ltda.

Cuando se comparan las áreas superficiales requeridas para remoción de DBO5 y de Nitrógeno, se debería escoger el área mayor. Sin embargo, la selección del área superficial del sistema estará condicionada por los objetivos del tratamiento. Una vez seleccionada el área superficial se puede calcular la carga hidráulica del sistema, según la ecuación (8) de la Tabla 3.

La Figura 2 muestra fotos de dos HFS operando en el Valle del Cauca a escalas piloto y real.

Otros aspectos de diseño de HFS

Aunque los sistemas HFS pueden modelarse como reactores de flujo a pistón con cinética de primer orden, se debe tener en cuenta la interacción con otros factores ambientales vía la atmósfera y el suelo, como es el caso de la precipitación, la evapotranspiración y la infiltración. La evapotranspiración y la infiltración incrementan el tiempo de retención hidráulico, pero a la vez concentran los contaminantes en el agua residual. La precipitación tiene el efecto contrario, acorta el tiempo de retención hidráulico y diluye la concentración de los contaminantes. El procedimiento de cálculo para el balance hidrológico está basado en el flujo promedio, el cual presume una variación lineal de la evapotranspiración y la precipitación (Reed et al., 1995). El balance hidrológico debe ser estimado para las condiciones locales propias de la ubicación del sistema. Se toma el mes en el cual la evaporación es mínima y la precipitación es máxima, lo cual implica tomar el mes más húmedo del año para calcular el balance hídrico.

Las pérdidas por infiltración dependen de la impermeabilización del sistema, la conductividad hidráulica del suelo y el diseño de las estructuras de entrada y salida. El balance está dado por las ecuaciones 9 y 10 de la Tabla 3.

El factor del cultivo K_c para un HFS puede estimarse como 0.8 (Kadlec, 1989; Reed et al., 1995). El incremento de caudal se calcula con la ecuación (9), pero cuando este incremento es mayor al 5% del flujo afluente el sistema debe rediseñarse con base en el flujo promedio dado por la ecuación (10).

Diseño Hidráulico de la Sección Transversal

Algunos de los sistemas HFS en operación han presentado afloramiento del agua en la superficie del sistema, lo cual se debe principalmente al diseño hidráulico inadecuado de la sección transversal. Un diseño hidráulico apropiado puede resolver los problemas de atascamiento prematuro del medio, por lo tanto, el ancho del reactor se determina con base en consideraciones de tipo hidráulico. Para prevenir el taponamiento del medio, el reactor debe tener un área transversal mínima cuyo ancho se determina por medio de la ley de Darcy. Esta ley describe el régimen de flujo en medios porosos y es generalmente aceptada para el diseño de los HFS con flujo a través de lechos en suelos finos, arenas o gravas en medio completamente saturado (Kadlec, 1989).

El valor típico de (m) se encuentra entre 5-20% de (y) para proporcionar un margen de seguridad por taponamiento, efectos de viscosidad y otras contingencias que se desconocen en la etapa de diseño. Se recomienda un valor del 10% de (y) para (m) . La ley de Darcy presume condiciones de flujo laminar, para lo cual se requiere chequear el número de Reynolds el cual debe ser menor de 10.

Remoción de Patógenos

La información sobre remoción de patógenos en HFS es muy limitada. Los principales mecanismos de remoción son la filtración, sedimentación, predación, decaimiento y baja concentración de sustrato. Debido a que los HFS tienen una baja carga hidráulica y un tiempo de retención hidráulico relativamente grande, se pueden esperar remociones de hasta cuatro unidades logarítmicas (99.99%) para bacterias en sistemas adecuadamente operados. Así mismo, se reporta remoción completa de huevos de Helminths (Feachem et al., 1981; IRC, 1987).

Consideraciones Finales

La selección del medio filtrante en los HFS está basada en los costos del material, los objetivos del tratamiento y en su diseño específico. Tradicionalmente se ha utilizado el triturado, roca muerta o el canto rodado de río (Reed et al., 1995). Un sistema HFS típico contiene un lecho de 0.30-0.70 m de espesor; en Estados Unidos, existen sistemas con profundidades del agua de 0.60 m para sistemas en operación. Es muy importante tener una profundidad total del lecho mayor al tirante de agua con el propósito de asegurar una zona seca en la parte superior del reactor (Reed et al., 1995).

Si la contaminación del agua subterránea o la conservación de las fuentes superficiales son aspectos prioritarios, se debe proveer una impermeabilización adecuada alrededor del medio filtrante. Los materiales a utilizar pueden ser: suelo compactado en sitio (permeabilidad menor a 10^{-6} cm/s), bentonita, asfalto, caucho sintético o membranas plásticas. El material utilizado debe ser resistente, grueso y maleable para prevenir la penetración de raíces y posibles adherencias (Reed et al., 1995). En general, la impermeabilización es necesaria si la tasa de infiltración del suelo es mayor a 10^{-5} cm/s.

En general los SN de tratamiento son muy factibles en climas tropicales debido a la temperatura de las aguas residuales, lo que a su vez acelera los procesos de bioconversión resultando en ahorros considerables de costos.

Además, en las regiones tropicales los costos de la tierra y de la mano de obra no calificada son comparativamente menores que los costos de equipos electromecánicos.

Con base en las evaluaciones obtenidas de HFS que funcionan en países estacionales como Inglaterra, se puede concluir que estos sistemas pueden utilizarse como unidades de tratamiento secundario o en combinación con sistemas convencionales para el pulimento final del efluente (remoción de nutrientes).

Dadas las bondades de los HFS, se debería considerar su aplicación en pequeñas comunidades nucleadas urbanas o rurales donde la sostenibilidad de la infraestructura sanitaria depende principalmente de los requerimientos de inversión inicial, eficiencia del sistema, mano de obra no calificada y labores de operación y mantenimiento.

Un factor importante al momento de desarrollar estos sistemas es la posibilidad de sembrar especies vegetales nativas de

la zona del proyecto, capaces de crecer y desarrollarse en medio saturado y preferiblemente que tengan algún valor económico por su potencialidad de reuso en otras actividades productivas.

El método de diseño de los HFS se basa en una cinética de primer orden en un reactor de flujo a pistón. Sin embargo, este modelo aún no ha sido suficientemente evaluado en las condiciones del trópico. Por lo tanto, se requiere desarrollar una mayor investigación con estos sistemas para obtener criterios de diseño para estas zonas geográficas.

Es importante investigar en mayor detalle los aspectos hidrodinámicos de los HFS bajo condiciones tropicales, de tal manera que se puedan ajustar los modelos propuestos de diseño involucrando la degradación biológica.

REFERENCIAS

1. Brix, H., 1994. "Functions of macrophytes in constructed wetlands", in IAWQ Water- Science and technology, Volume 29, no.4 pp.71-78.
 2. Brix, H. 1993. "Wastewater treatment in constructed wetlands: System design, removal processes, and treatment performance", in Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, pp 9-21.
 3. Brown, D.S., 1994. "Constructed wetlands in the USA" in Water Quality Internacional, Volume 4-1994, pp 24-28.
 4. Brown, D.S. and S.C. Reed, 1994. "Inventory of of constructed wetlands in the United States", in IAWQ Water Science and technology, Volume 29, no.4, pp.309 318.
 5. Chambers, J.M. and A.J. McComb, 1994. "Establishing wetlands plants in artificial systems", in AIWQ Water Science and technology, Volume 29, no.4, pp 79 84.
 6. Cooper, P.F., 1993. "The use of Reed Bed systems to treat domestic sewage: The European Design and operations guidelines for reed bed treatment systems", in Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, pp 203 - 217, de G.A. Moshiri Boca Raton, USA: Lewis Publishers.
 7. Eger, P., 1994. "Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage: the importance of aerobic and anaerobic processes" in IAWQ Water Science and technology, Volume 29, no.4, pp. 249- 256.
 8. Feachem R.G., D.J. Bradley, H. Garelick and D.D. Mara. 1981. Health aspects of excreta and sullage management; A state of the-art review, Washington DC, USA: The World Bank.
 9. Hammer, D.A. and R.K. Bastian, "Wetlands Ecosystem: Natural Water Purifiers?", in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment; Municipal, Industrial and Agricultural, pp. 5 - 19, de. D.A. Hammer, Chelsea, Michigan, USA: Lewis Publishers, 1989.
 10. IRC (International reference centre for community water supply and sanitation), Slow sand filtration for community water supply: planning, design, construction, operation and maintenance, technical paper no.24, The Hague, The Netherlands: IRC, 1987.
 11. Kadlec, R.H., and J.T. Watson, 1993. "Hydraulics and Solids accumulation in a gravel bed treatment wetland", in Constructed Wetlands for water Quality Improvement, pp 227 - 236, de G.A. Moshiri, Boca Raton, USA: Lewis Publishers.
 12. Kadlec, R.H., 1989. "Hydrologic factors in wetland water treatment", in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment; Municipal Industrial and Agricultural, pp. 21 - 39, de. D.A. Hammer, Chelsea, Michigan, USA: Lewis Publishers.
 13. Kadlec, R.H., and R.L. Knight, Treatment Wetlands, Boca Raton, USA: Lewis Publishers, 1995.
 14. Metcalf and Eddy, 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse. New York, USA: McGraw Hill, Inc.
 15. Reed, S.C. 1990. Natural systems for Wastewater Treatment, Manual of Practice FD- 16, Alexandria, USA: Water Pollution Control Federation.
 16. Reed, S.C., R.W. Crites and E.J. Middlebrooks, 1995. Natural Systems for waste Management an Treatment (second edition), New York, Usa: McGraw-Hill, Inc.
 17. Sucher and Holzer. 1999. Biofiltro. Una Alternativa Viable para el Tratamiento de Agua Residual en Países Tropicales. Proyecto Biomasa. Managua.
 18. Watson, J.T., S.C. Reed, R.H. Kadlec, R.L. Knight, and A.E. Whitehead, 1989. "Performance Expectations and loading rates for constructed wetlands" in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment; Municipal, Industrial and Agricultural, pp. 319 - 351, de. D.A. Hammer, Chelsea, Michigan, USA: Lewis Publishers.
 19. Watson, J.T. and A. Hobson, 1989. "Hydraulic Design Considerations and Control structures for constructed wetlands for wastewater treatment", in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment; Municipal, Industrial and Agricultural, pp. 379 - 391, de. D.A. Hammer, Chelsea, Michigan, USA: Lewis Publishers.
-