

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107



**VERMIFILTRACIÓN PARA TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES
INDUSTRIALES Y MUNICIPALES
TC-1107.1**

Informe final

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA



Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Diciembre 2011

Participantes del proyecto:

Subcoordinación de Tratamiento de Aguas Residuales

**M.C. Lina Cardoso Vigueros
M.I. Esperanza Ramírez Camperos
Dr. Marco Garzón-Zúñiga**

Colaboradores:

**Ing. Ernesto Bahena Castro
Ing. Elizabeth Morales Albavera
Biól Fabricio Raciél Cervantes Decasa
Pas. Ing. Janeth Enriquez Diaz**

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

	CONTENIDO	PÁGINA
	Resumen ejecutivo	xi
1.	PROBLEMÁTICA	1
1.1	Disposición del agua residual en barrancas	1
1.2	Disposición de agua residual en apantles	3
2.	ANTECEDENTES DE LA TECNOLOGÍA DE VERMIFILTRACIÓN	5
2.1	Sistema Toha	5
2.2	Fundamentos de la tecnología	6
2.2.1	Definición	6
2.2.2	Las lombrices como transformadoras de residuos orgánicos	6
2.2.3	Parámetros que afectan el desarrollo de las lombrices	9
2.2.3.1	Humedad	9
2.2.3.2.	Concentración de oxígeno	9
2.2.3.3	Temperatura	9
2.2.3.4	Concentración de amoníaco	10
2.2.3.5	Potencial de hidrógeno (pH)	11
2.2.3.6	Porosidad del sustrato	11
2.2.3.7	Concentración de sales	12
2.2.4	Proceso de degradación en el sustrato orgánico	13
2.2.5	Parámetros de diseño para vermifiltros	14
2.2.5.1	Carga hidráulica	14
2.2.5.2	Carga orgánica	16
2.2.5.3	Tiempo de retención hidráulico	17
2.2.5.4	Materiales filtrantes	17
2.2.5.5	Calidad del Agua	18
2.2.6	Usos del efluente, vermicomposta y lombrices	18
2.2.6.1	Uso del efluente tratado	18
2.2.6.2	Calidad de la vermicomposta	18
2.2.7	Temas especiales	21
2.2.7.1	Remoción de nutrientes	21
2.2.7.2.	Emisiones a la atmósfera	22
2.2.7.3	Compuestos emergentes	23
2.3	Plantas a escala real (estudios de caso)	23
2.4	Tecnologías de tratamiento combinadas con vermifiltración	23
2.5	Experiencias de vermifiltración en México	25
3.	PROPUESTA TECNOLÓGICA	28

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

3.1	Introducción	28
3.2	Justificación	30
3.3	Hipótesis	30
3.4	Objetivos	30
3.4.1	Objetivo general	30
3.4.2	Objetivos específicos	31
3.5	Resultados esperados (Entregables)	31
4	DISEÑO DE VERMIFILTROS	31
4.1	Descripción	35
4.2	Dimensionamiento de los reactores	35
4.3	Parámetros de operación de los vermifiltros	38
4.3.1	Tasa de filtración	38
5	DETERMINACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES FILTRANTES	42
5.1	Caracterización de los materiales de empaque de los biofiltros	42
5.1.1	Método de mallas para la determinación de granulometría	43
5.1.2	Métodos para la determinación de densidad aparente, real y porosidad	44
5.1.3	Método de la determinación de la porosidad in situ	47
5.1.3.1	Columnas de pruebas	47
5.1.3.2	Llenado de columnas	48
5.1.3.3	Procedimiento para la determinación de los espacios vacíos en los biofiltros con respecto al flujo de salida.	49
5.2.	Resultados de las características de los materiales filtrantes	51
5.2.1	Característica de los materiales filtrantes	51
5.2.2	Determinación de la porosidad in situ de los materiales filtrantes	56
5.2.3	Determinación del tiempo de retención	57
6.-	INSTALACIÓN DE LOS MATERIALES FILTRANTES EN LOS VERMIFILTROS	57
6.1	Materiales filtrantes	57
6.1.1	Tezontle	57
6.1.2	Vermicomposta	59
6.1.3	Granulometría de la grava triturada	59
6.2	Distribución de los materiales filtrantes en los vermifiltros	62
7.-	EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES DE <i>Eisenia sp.</i>	65
7.1	Metodología para la evaluación del comportamiento de <i>Eisenia, sp.</i>	65
7.1.1	Determinación de la densidad de población de <i>Eisenia, sp.</i>	65

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

7.1.2	Metodología para el pesaje de las lombrices	67
7.2	Resultados	68
7.3	Discusión de los resultados	75
8	EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL PROCESO DE VERMIFILTRACIÓN CON AGUA RESIDUAL MUNICIPAL	77
8.1	Metodología analítica	77
8.2	Métodos convencionales	77
8.3	Métodos de análisis no convencionales	80
8.4	Resultados de la evaluación analítica	81
8.4.1	Caracterización de las aguas residuales	81
8.4.1.1	Caracterización del agua residual de la planta STAR-IMTA	81
8.4.1.2	Características del agua residual de la casa habitación para el reactor Vfam	83
8.4.1.3.	Carga orgánica superficial en los reactores vermifiltro piloto (VP), columna con vermicomposta (CV) y vermifiltro familiar (Vfam)	85
8.4.2	Evaluación de la vermifiltración en el VP y Vfam	86
8.4.2.1	Resultados del proceso de vermifiltración con el agua de la Planta PTAR-IMTA en el VP y CV	87
8.5	Discusión de los resultados	122
8.6	Conclusiones y recomendaciones	134
9	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA COSMÉTICO-FARMACÉUTICA MEDIANTE UN VERMIFILTRO	138
9.1	Introducción	138
9.2.-	Materiales y métodos	140
9.3	Resultados	143
9.3.1	Características del agua residual	143
	ANEXO 1	156
	REFERENCIAS	169
	INDICE DE TABLAS	
1	Población en barrancas de municipios de Morelos	2
2	Cambios de peso de E. foetida en relación a la concentración de sales	12
3	Carga hidráulica recomendada por varios autores	15
4	Especificaciones Físicoquímicas del Humus de Lombriz (vermicomposta)	19
5	Elementos nutritivos que están contenidos en la vermicomposta	20

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

6	Cargas superficiales para el Vermifiltro piloto (VP)	39
7	Cargas superficiales para la Columna con Vermicomposta (CV)	39
8	Cargas superficiales para el Vermifiltro familiar	39
9	Mallas utilizadas para la determinación de la granulometría del tezontle (VP y Vfam)	43
10	Densidad aparente y real de los materiales de empaque	52
11	Prueba de vaciado para el tezontle del VP	52
12	Prueba de vaciado para el tezontle del Vfam	53
13	Prueba de vaciado para la vermicomposta	55
14	Determinación de porosidad in situ	56
15	Determinación del tiempo de retención hidráulica (TRH) en los materiales filtrantes (MF)	57
16	Distribución y características de los materiales filtrantes en los vermifiltros (VP y Vfam)	63
17	Densidad inicial de la población de Eisenia, sp., en los reactores	69
18	Metodología analítica para el estudio del influente y efluente de vermifiltros	78
19	Metodología para el estudio del influente y efluente de vermifiltros con métodos Hach	80
20	Características del agua residual de la planta PTAR-IMTA	82
21	Características del agua residual de la vivienda	84
22	Carga orgánica superficial en los reactores	86
23	Condiciones de operación del Vermifiltro Piloto (VP) y Columna de vermicomposta (CV)	87
24	Concentración de nutrientes y porcentajes de reducción en el VP	90
25	Balance de nitrificación en las diferentes etapas	91
26	Relación carbono/nitrógeno	91
27	Comportamiento de los nitritos y nitratos durante el proceso de vermifiltración en la CV y VP	98
28	Comportamiento de los nitritos y nitratos durante el proceso de vermifiltración en la CV y VP	99
29	Relación carbono nitrógeno	100
30	Relación carbono nitrógeno	100
31	Balance de nitrificación en el Vfam	114
32	Relación carbono nitrógeno	115
33	Características del material de empaque	141

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

34	Análisis y técnicas utilizadas	142
35	Métodos utilizados en cada bioensayos	142
36	Clasificación del nivel de toxicidad según los resultados obtenidos empleando la batería de bioensayos (Bulich, 1982)	146
37	Resultados de toxicidad con <i>Vibrio fischeri</i>	149
38	Resultados de toxicidad con <i>Daphnia magna</i>	151
39	Resultados de toxicidad con <i>P. subcapitata</i> .	152
	INDICE DE FIGURAS	
1	Función de las lombrices como aeradores	7
2	Función de las lombrices como biodigestores	8
3	Proceso de transformación del alimento en el vermicomposteo	14
4	Sistema biológico (UASB-Ecofiltro)	24
5	Propuesta tecnológica para el diseño de un vermifiltro familiar	33
6	Vermifiltro familiar	34
7	Vermifiltro Piloto (VP)	36
8	Comportamiento del VP con una carga hidráulica de 0.180 m ³ .m ² .d ⁻¹	40
9	Comportamiento del VP con una carga hidráulica de 0.120 m ³ .m ² .d ⁻¹	41
10	Comportamiento en el VP con una carga hidráulica de 0.240 m ³ .m ² .d ⁻¹	41
11	Comportamiento del flujo en el Vermifiltro familiar (Vfam) 0.240 m ³ .m ² .d ⁻¹ (flujo intermitente)	42
12	Volumen de espacios vacíos contra el caudal del tezontle usado en el VP	53
13	Volumen de espacios vacíos del tezontle contra el caudal usado en el Vfam	54
14	Volumen de espacios vacíos de la vermicomposta	55
15	Eje Neovolcánico de México	59
17	Comportamiento del una población de <i>Eisenia, sp.</i> , en el Vermifiltro Piloto (VP) con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto)	70
18	Comportamiento de peso promedio individual de <i>Eisenia, sp.</i> , en el Vermifiltro Piloto (VP) con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto)	71
19	Comportamiento de <i>Eisenia sp.</i> , en la Columna de Vermicomposta (CV) con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto)	72
20	Comportamiento del peso promedio individual de <i>Eisenia, sp.</i> ,	73

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

	en la Columna de Vermicomposta con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL/minuto)	
21	Comportamiento de una población de <i>Eisenia sp.</i> , en el Vermifiltro Familiar (Vfam) con un flujo intermitente de agua residual de 20 mL minuto	74
22	Comportamiento de peso promedio individual de <i>Eisenia, sp.</i> , en el Vermifiltro familiar (Vfam) con un flujo intermitente de agua residual de 20 mL minuto)	75
23	Reducción de carga orgánica y sólidos en el Vermifiltro Piloto (VP)	88
24	Reducción de nitrógeno amoniacal y NTK en el VP	89
25	Remoción de coliformes fecales en el VP	93
26	Comportamiento de la DQO en la CV y VP	94
27	Porcentaje de remoción de DQO en la columna de vermicomposta (CV), en la capa de tezontle y VP	95
28	Comportamiento del N-NH ₄ en la capa de vermicomposta y tezontle	96
29	Porcentaje de remoción de N-NH ₄ en la CV, capa de tezontle y VP	97
30	Incremento de oxígeno disuelto en la capa de vermicomposta y tezontle	101
31	Comportamiento del pH en la columna con vermicomposta (CV) y en el vermifiltro piloto (VP)	102
32	Comportamiento de la CE en la columna con vermicomposta (CV) vermifiltro piloto (VP)	103
33	Comportamiento de la CE en la columna con vermicomposta (CV) y en el vermifiltro piloto (VP)	104
34	Comportamiento de la temperatura ambiente y en la capa de vermicomposta en el VP	105
35	Remoción de la turbidez en el vermifiltro piloto VP	106
36	Reducción de parámetros de materia orgánica en el Vermifiltro familiar (Vfam)	107
37	Reducción de nitrógeno en el Vermifiltro familiar (Vfam)	108
38	Comportamiento de la DQO en el proceso de estabilización del Vfam	110
39	Comportamiento del N-NH ₄ en el proceso de estabilización del Vfam	111
40	Comportamiento del N-NO ₂ - en el proceso de estabilización del	112

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

	Vfam	
41	Comportamiento del N-N03 en el proceso de estabilización del Vfam	113
42	Comportamiento del PO ₄ ⁻³ en el proceso de estabilización del Vfam	116
43	Comportamiento del pH en el proceso de estabilización del Vfam	117
44	Comportamiento de la CE en el proceso de estabilización del Vfam	118
45	Comportamiento de los SDT en el proceso de estabilización del Vfam	119
46	Comportamiento del O ₂ en el proceso de estabilización del Vfam	120
47	Comportamiento de la turbidez en el proceso de estabilización del Vfam	121
48	Reducción de coliformes fecales en el vermifiltro familiar	122
49	Esquema del vermifiltro	141
50	Comportamiento de la conductividad (μS/cm)	144
51	Variación de la carga orgánicas volumétrica durante el experimento	145
52	Remoción de la DQO	146
53	Comportamiento del nitrógeno amoniacal (N-NH ₄)	147
54	Comportamiento de la lombriz en el vermifiltro	148
55	Comportamiento de la toxicidad con <i>V. fischeri</i>	150
56	Comportamiento de la toxicidad con <i>D. magna</i>	152
57	Comportamiento de la toxicidad con <i>P. subcapitata</i>	153
	INDICE DE FOTOS	
1 y 2.-	Barrancas de Morelos	1
3	Ejército y grupo de ecologistas colaborando juntos en la limpieza de las barrancas de Cuernavaca	3
4 a 5.-	Apantles ubicados en Jiutepec con agua residual y basura	4
6 a 8	Sistema de vermifiltración Tohá	5
9	Planta de tratamiento condominio descarga a lago recreacional Q = 0.125 L s-1	25
10	Planta con un gasto de Q = 0.06 L s-1 50 habitantes	26
11	Planta de tratamiento de aguas residuales 6 a 15 habitantes Q = 0.03 L s ⁻¹	26
12	Planta de tratamiento de aguas residuales para fraccionamiento capacidad de tratamiento Q = 16 L s-1	27

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

13	Vermifiltros diseñados por la compañía Agua Limpia	28
14	Columna con vermicomposta (CV)	37
15 y 16	Columnas de pruebas de vaciado	48
17	Capa de grava triturada como base del vermifiltro de la casa habitación	60
18 a 20	Distribución de materiales filtrantes en el vermifiltro piloto capa de grava triturada y tezontle rojo	61
21	Capa de grava triturada en el Vfam	64
22 y 23	Empaque de tezontle en vermifiltros unifamiliar	64
24	Medición de la densidad de Eisenia, spp.	65
25	Cuadrantes de muestreo para la extracción de muestras de la población de Eisenia, sp., en el vermifiltro piloto	66
26	Cuadrantes para el muestreo de Eisenia, sp., marcados en el vermifiltro familiar	67

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

RESUMEN EJECUTIVO

La vermifiltración es un sistema de percolación con un medio filtrante orgánico que contiene lombrices y microorganismos degradadores. Las lombrices tienen un doble papel como aeradores y como pequeños biodigestores. Debido a su labor de aeración se provoca un florecimiento de microorganismos aerobios que en simbiosis con las lombrices van a permitir la degradación de la materia orgánica que es retenida en el material filtrante. Actúan como pequeños biodigestores ya que ellas consumen materia orgánica, que pasa a través de su boca, estómago e intestino donde se llevan a cabo reacciones fisicoquímicas gracias a la acción de enzimas, ácidos digestivos y microorganismos que se encuentra a lo largo de su tracto digestivo. En el medio filtrante se llevan a cabo acciones físicas de sedimentación y retención de material orgánico por absorción y adsorción, creándose una biopelícula donde crecen los microorganismos aerobios. El humus de lombriz y el material filtrante que puede ser removido en el biofiltro posteriormente pueden ser usados en la jardinería o agricultura directamente porque es un material estabilizado, con alto contenido de nutrientes. Los vermifiltros son estructuras muy económicas que se pueden construir en ladrillo u hormigón armado u otro material disponible en la región por lo que es una tecnología de bajo costo y sustentable.

Tratamiento de aguas residuales de origen doméstico

En la ciudad de Cuernavaca existen más de 38 barrancas con un promedio de 8 a 15 km de longitud. En todo el municipio, que comprenden además de la capital del estado, poblados como Ahuatepec, Ocoatepec, Santa María, Tetela del Monte, Chipitlán, el número asciende a 80 barrancas. Las barrancas son usadas como drenajes por las comunidades asentadas en las laderas y en las cercanías de los márgenes de las mismas y se utilizan como tiraderos de desechos al aire libre.

Se propone el uso de una tecnología innovativa como es la vermifiltración para el tratamiento del agua residual de casas habitación y pequeñas unidades habitacionales que descargan a barrancas y apantles donde no se pueden construir drenajes municipales convencionales. Además, esta tecnología también puede ser utilizada para pequeños efluentes industriales ($Q < 1 \text{ L s}^{-1}$) lo cual servirá para reducir la toxicidad de sus descargas.

Se diseñó y construyó un vermifiltro a escala piloto (VP) el cual se instaló en la planta piloto del IMTA. Asimismo, se diseñó y construyó un vermifiltro familiar el cual fue instalado en una casa habitación (Vfam) para evaluar las condiciones de

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

vermifiltración a escala real y de determinar las mejores condiciones de operación. Se evaluó la eficiencia de los vermifiltros mediante el análisis del influente y efluente con parámetros de remociones de materia orgánica, sólidos, nutrientes, patógenas y toxicidad.

Es importante remarcar que el agua residual con la que se trabajó corresponde a un agua residual de concentración de carga orgánica débil, mientras que los nutrientes (N, P) la concentración corresponden a un agua residual de carga media, de acuerdo a los criterios de Metcalf y Eddy, 2003. Las mejores condiciones de operación del vermifiltro piloto se obtienen para una tasa de filtración (TF): $0.180 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y una carga orgánica superficial (COS): $108 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. El Vermifiltro familiar operó en forma intermitente con un programa establecido de encendido-apagado (1 minuto encendido cada hora), para un volumen de agua residual de 20 L, esto es, se alimenta con 480 L d^{-1} ; TF: $0.240 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y una COS: $92 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Se evaluó el comportamiento de las lombrices en el Vermifiltro Piloto. La densidad inicial de lombrices fue de 5 kg de lombrices/m², al final se obtuvieron 10 kg/m². En el Vermifiltro familiar la densidad fue de 1.90 kg de lombrices/m² a 2.34 kg de Lombrices m². Debido a la falta de alimento sólido, las lombrices adultas sufrieron la pérdida del clitelo (estructura útil en reproducción), por lo tanto hubo una reducción del 100% de la producción de cocones, lo que implica que de utilizar únicamente el agua residual habría que resembrar lombrices periódicamente para mantener la población.

La remoción promedio durante el periodo de operación de los vermifiltros fue: Piloto: se obtuvo una remoción de DQO de 92%, DBO de 99%, SST de 97%. Familiar: remoción de DQO de 77%, DBO de 94%, SST de 95%. Por otra parte, se observó la reducción de coliformes fecales (CF) ya que la concentración de coliformes fecales disminuyó de $1.8 \times 10^4 \text{ NMP } 100 \text{ mL}$ a menos de $3 \text{ NMP } 100 \text{ mL}$ (99.98%). Sin embargo, cuando se aumentó la carga hidráulica no hubo reducción de patógenos. En el vermifiltro familiar la concentración de CF se redujo en dos unidades logarítmicas, sin embargo no se cumplió con la norma.

En todas las condiciones de operación hubo remociones significativas de nitrógeno amoniacal lo que indica que se llevó a cabo un proceso intenso de nitrificación. El proceso de nitrificación fue el principal mecanismo de remoción del nitrógeno amoniacal. También se presentaron procesos de des nitrificación pero no fue una constante. Aun cuando es necesario seguir la investigación para lograr las condiciones de operación óptimas que ayuden a obtener los dos procesos

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

nitrificación des nitrificación, el efluente se puede reusar para riego agrícola en donde son necesarios nutrientes como los nitratos y el fósforo. Los valores de DBO, SST, NT, G y A y CF cumplen con lo requerido por la NOM-001-SEMARNAT-1996. El vermifiltro fue eficiente para remover detergentes (SAAM).

Se comprobó que el incremento de la concentración de oxígeno disuelto en el efluente es una de las contribuciones de la vermifiltración. Las lombrices favorecieron las condiciones aerobias sin necesidad del uso de energía eléctrica para inyectar aire al sistema. El proceso de tratamiento del agua residual se vio beneficiado con esta aeración natural al acelerar la estabilización del sistema y remover contaminantes desde las primeras semanas. Uno de los beneficios más importantes se observó en el proceso de nitrificación.

El tratamiento del agua por vermifiltración no produjo ruidos ni olores nocivos. El olor cambió de un típico olor séptico de agua residual en el influente a un olor a tierra húmeda en el efluente. No hubo producción de lodos residuales, por el contrario, hubo una pequeña reducción del volumen de la capa de vermicomposta. Tratamiento de aguas residuales de la industria cosmético-farmacéutica Otra problemática detectada es la de industrias con pequeños gastos, el vertido de efluentes industriales líquidos sin tratar a los cuerpos receptores ocasiona serios riesgos ambientales. La industria farmacéutica y cosmética es un ejemplo, ya que sus efluentes poseen contaminantes que deben ser eliminados o disminuidos por su toxicidad, persistencia o re calcitrancia.

El agua de la industria presentó las siguientes características: pH: 6.25; ausencia de oxígeno disuelto; DQO: $8,071 \pm 3,685 \text{mgL}^{-1}$; N-NH_4 : $72 \pm 36 \text{mg/L}$ y toxicidad en concentraciones efectivas media (CE 50%) con *Pseudokirchneriella subcapitata*: 0.66 ± 0.37 , *Vibrio fischeri*: 27.47 ± 14.50 y *Daphnia magna*: 44.54 ± 17.47 . El reactor operó en régimen continuo por un período de 150 días con una carga orgánica volumétrica entre 60 - 500 g de DQO $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$. Los resultados muestran buen desempeño del biofiltro y las remociones obtenidas para los diferentes parámetros fueron: DQO (84-98%); N-NH_3 (84-97%). Con respecto a la toxicidad, el tratamiento eliminó el afecto agudo detectado por *D. magna* y disminuyó para *V. fischeri*. Con *P. subcapitata* se detecta reducción de toxicidad pero persiste un efecto crónico con $\text{CE } 50\% = 14$. El efluente presentó pH neutro y $3.0 \text{mg L}^{-1} \text{O}_2$ que permitió la nitrificación del agua. El incremento de carga orgánica volumétrica disminuyó la eficiencia del tratamiento para cargas mayores a 200 g de DQO $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$. El crecimiento y reproducción de las lombrices también se afectó por el incremento en la carga. Se demostró que el sistema de vermifiltración puede utilizarse en este sector industrial.

1.-PROBLEMÁTICA

1.1 Disposición del agua residual en barrancas

De acuerdo a **Batllori, 2007**, “las barrancas son las que determinan el clima de la ciudad de Cuernavaca debido a la circulación de los vientos anabáticos y catabáticos, que circulan por ellas de día y de noche. La contaminación de éstas, de los ríos y los canales de riego agrícolas durante décadas, se origina debido al crecimiento urbano desordenado en las laderas de las barrancas, lo que motiva hasta la fecha el manejo inadecuado de los desechos sólidos y líquidos y al deterioro consecuente de los cauces de agua.

Existen en Cuernavaca más de 38 barrancas con un promedio de 8 a 15 kilómetros de longitud cada una, foto 1 a 2. Cada barranca tiene un promedio de 20 a 25 barranquillas. Esto sólo se refiere a la mancha urbana, en todo el municipio, el número es de 70 a 80 barrancas. Las barrancas en general son usadas como drenajes por la comunidad asentadas en las laderas y en las cercanías de los márgenes de las mismas. Y en forma extrema se utilizan como tiraderos de desechos al aire libre.” Además de Cuernavaca otros municipios también tienen poblaciones distribuidas en barrancas.

La distribución de la población, de los municipios conurbanos con el municipio de Cuernavaca de 1950 a 1995, en los que se encuentra el mayor número de barrancas es la siguiente:



Foto 1 y 2.-Barrancas de Morelos

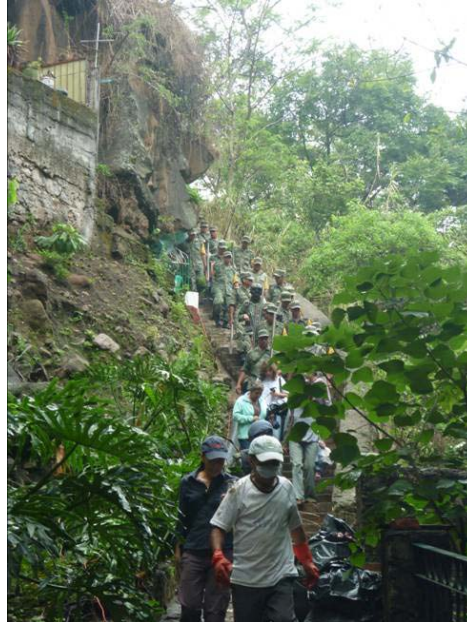
Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 1.-Población en barrancas de municipios de Morelos

Municipio	Año	
	1950	1995
Cuernavaca	57,928	316,760
Emiliano Zapata	4,532	49,762
Jiutepec	4,096	150,608
Temixco	5,081	87,957
Total	71,637	605,087
Fuente: Batlori, 2007		

De acuerdo a la autora citada, estas barrancas descargan al río Apatlaco por ejemplo Chalchihuapan, Autlán después de unirse al cauce de Zompantle, barranquilla del Hotel del Prado, Atzingo, San Antón después de unirse con el cauce de la barranca de el Tecolote, Chulavista, Lagunilla, Club de Golf Cuernavaca, El Polvorín cauce de el Mango después de unirse al de Los Pitos, Los Arquillos, el Limón, después de unirse al cauce de la barranca de Pilcaya, Panocheras después de confluir con el cauce de el Colorado, Tlazala y el cauce de la barranca de Tetlama. Según estudios de la CONAGUA (1996), existen 88 descargas indirectas, también municipales a través de barrancas, arroyos y canales que son afluentes directos del río Apatlaco. Por otra parte día a día crece la demanda de la población para que se preserve la ecología de los sitios naturales y en especial en Cuernavaca se han formado grupos ecologistas en defensa de las Barrancas que han presionado a los gobiernos estatal y federal para solucionar la problemática, como se puede apreciar en la foto 3, donde un grupo ecologista es acompañado por el ejercito para realizar labores de limpieza en una de las barrancas de Cuernavaca.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107



Fuente: Periódico Unión de Morelos, 1998.

Foto 3.-Ejército y grupo de ecologistas colaborando juntos en la limpieza de las barrancas de Cuernavaca

La construcción del drenaje en estas laderas es muy costosa, por lo que una opción tecnológica para el tratamiento de estas descargas es el tratamiento **on-site o in situ**, ya sea por cada casa o por un conjunto de viviendas.

1.2 Disposición de agua residual en apantles

De acuerdo a Damian 2011, “los apantles en Jiutepec son canales que transportan agua de manantiales alimentados por el deshielo del Popocatepetl y actualmente sirven para conducir descargas de aguas negras.” Aún cuando los Reglamentos de Ecología y Protección del Ambiente de Cuernavaca y Jiutepec (2006 y 1999 respectivamente) prohíben la contaminación de los apantles, incluso establecen multas de hasta 1000 salarios mínimos a los infractores que los contaminen, estos canales conducen las aguas residuales municipales e incluso descargas industriales, y residuos sólidos. De acuerdo a Damian, 2011, Op. Cit.,

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

“la afectación a estos canales de agua se ha venido dando desde 1996, cuando se crea la Ciudad Industrial del Valle de Cuernavaca (CIVAC), bajo el esquema de parque industrial, ya que esta acción produjo un gran asentamiento urbano.” “En Jiutepec”, por otra parte explica el autor, “se ha generado una enorme demanda de tierra para la construcción de viviendas. El cabildo aprobó en 2009 aumentar, en una porción del municipio, la densidad de vivienda del nivel más bajo (H1, 20 viviendas por hectárea) al más alto (H5, 100 viviendas por hectárea), esto provocará una mayor cantidad de las descargas de aguas residuales a los apantles. Por otra parte los viveros y zonas de cultivo dependen todavía del agua proveniente de los apantles. Estos canales corren a cielo abierto por fraccionamientos y zonas de riego.” Ante esta problemática el IMTA propone el uso de una tecnología innovativa como es la vermifiltración para el tratamiento del agua residual de casas habitación y pequeñas unidades habitacionales que descargan a barrancas y apantles donde no se pueden construir drenajes municipales convencionales. Foto 4 a 5.



Foto 4 y 5.-Apantles ubicados en Jiutepec con agua residual y basura

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

2.-ANTECEDENTES DE LA TECNOLOGÍA DE VERMIFILTRACIÓN

2.1 Sistema Tohá

La vermifiltración o lombrifiltración fue primeramente desarrollada por el Profesor José Tohá de la Universidad de Chile (**Toha, 1992**). En el sitio oficial del Sistema Tohá, la vermifiltración se describe como un tratamiento global del agua servida, no habiendo tratamientos primarios, secundarios ni terciarios. El biofiltro no se satura, debido a la acción de micro y macroorganismos. Es ecológico porque: no se usan aditivos químicos ni se producen residuos contaminantes; hay muy poco consumo de energía. Es eficiente porque: se alcanza un alto grado de purificación con una remoción de hasta 96% de DBO₅ y sólidos suspendidos. Se necesita poco espacio: el agua servida de 5 personas requiere solo 2 m² de biofiltro para su tratamiento. Es económico porque: los costos de construcción y mantenimiento son menores que en los sistemas tradicionales y el agua puede ser inmediatamente re-utilizada para regadío. No hay formación de lodos, ya que la materia orgánica es consumida. El tratamiento se hace en un soporte sólido, lo cual implica un menor espacio. En 1994, se construyó en Melipilla, Chile la primera planta de tratamiento de aguas servidas utilizando esta nueva tecnología, para una población de 1,000 personas. Tiene un potencial inmenso para su uso en áreas rurales, fotos 6 a 8.



Fotos 6 a 8.-Sistema de vermifiltración Tohá

2.2 Fundamentos de la tecnología

2.2.1 Definición

De acuerdo a **Morales y Bornhardt, 2010**, la vermifiltración (VF) es un sistema biológico complejo, que combina mecanismos físicos, químicos, microbiológicos y macrobiológicos (consorcio microorganismos-lombrices), para remover carga orgánica y nutrientes del agua residual.

2.2.2 Las lombrices como transformadoras de residuos orgánicos

La lombriz en el tratamiento tiene dos funciones una como aereadores y mezcladores y la otra como biodigestores. **Sinha, et al., 2008**, mencionan que los cuerpos de las lombrices trabajan como biofiltros que son capaces de remover la DBO₅ en más de un 90%, la DQO entre 80-90%, los STD entre 90-92% y los SST entre 90-95%, por medio de mecanismos de ingestión, biodegradación y absorción a través de las paredes de su cuerpo. Además hacen mención que las lombrices incrementan la conductividad hidráulica y la aeración natural granulando las partículas de arcilla. Las lombrices llevan a cabo una transformación física y funcionan como aereadores y mezcladores al movilizar partículas, triturar, mezclar y propiciar condiciones aerobias. En el aparato digestivo de la lombriz se lleva a cabo una transformación biológica a través del fraccionamiento, desdoblamiento, síntesis y enriquecimiento enzimático y microbiano. En la figura 1 se observa la función de las lombrices como aereadores del sistema. Al excavar galerías las lombrices permiten la aeración y que el agua, los nutrientes y el oxígeno se filtren.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

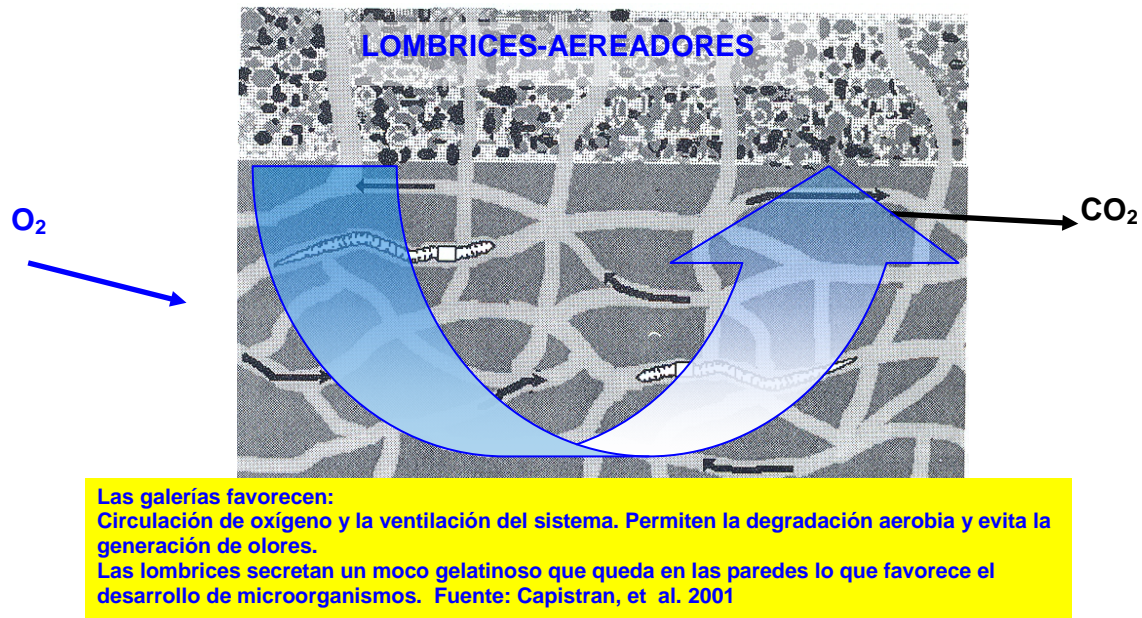


Figura 1.-Función de las lombrices como aeradores

De acuerdo a **Rodale, 1971**, el alimento es succionado por la boca de la lombriz gracias a la bomba succionadora que se encuentra ubicada en la faringe. Desde la entrada del alimento a la boca se le suministran enzimas como la amilasa. En el esófago existen las glándulas de Morren que secretan carbonato de calcio lo que ayuda a neutralizar la acidez del alimento. En la molleja el material es finamente molido antes de ser digerido, aquí se pueden encontrar enzimas como la mucina. En el estómago se lleva a cabo una acción enzimática exógena producto de la actividad bacteriana y una acción endógena producto de los jugos digestivos que son ricos en hormonas, enzimas y otras sustancias fermentativas que ayudan al proceso de rompimiento de las partículas. Al intestino llega el alimento completamente molido y químicamente modificado, estructurándose las micelas que son las moléculas base del humus. Las excretas o turrículos se forman como pelets cubiertos de una mucoproteína, que es una membrana peritrófica, que proporciona cohesión y soporte a la materia orgánica que favorece el crecimiento microbiano. Es un material fino con un gran contenido de bacterias, material orgánico y nitrógeno disponible, calcio, magnesio, fósforo y potasio.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Camp, Dresser y Mckee, 1980, mencionan que los efectos del paso a través del tracto digestivo son:

- Las partículas se rompen incrementando su área superficial.
- Los compuestos de sulfuro se oxidan.
- La respiración microbiana se acelera por un factor de 3.
- Las bacterias de *Salmonella*, sp., se destruyen.

En la figura 2 se observan las funciones de la lombriz como biodigestores.

LOMBRICES-BIODIGESTORES

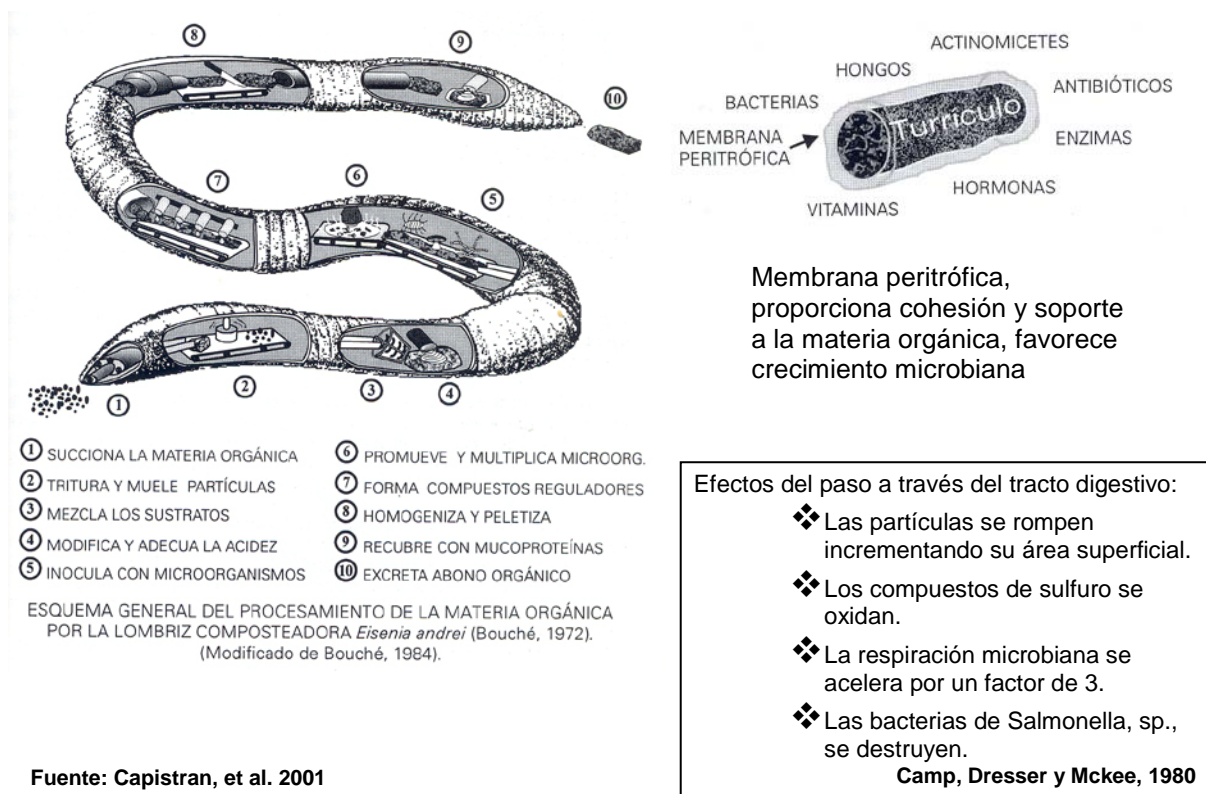


Figura 2.-Función de las lombrices como biodigestores

2.2.3 Parámetros que afectan el desarrollo de las lombrices

2.2.3.1 Humedad

Las lombrices respiran a través de la piel el oxígeno disuelto, por lo que es necesario tener condiciones de humedad adecuadas. El rango óptimo de humedad está reportado entre 50 a 90%, siempre y cuando el agua esté en circulación es decir que no esté estancada.

2.2.3.2. Concentración de oxígeno

En estudios llevados a cabo alimentando *Eisenia sp.*, con lodos anaerobios o excretas humanas frescas, **Mitchell et al., 1977**, demostraron que hubo 100% de mortalidad en pocas horas. Las lombrices son sensibles a las condiciones anaerobias, particularmente a altas temperaturas. Pero cuando el lodo anaerobio se sometió a la presencia de aire el potencial redox (Eh) aumentó, lo que demostró que las lombrices pueden sobrevivir en el lodo anaerobio sólo si el lodo tiene un potencial redox, $Eh > 250$ mv. Las lombrices requieren oxígeno, este gas presente en el aire en aproximadamente un 20%, posiblemente determine la profundidad hasta la que penetra *Eisenia, sp.*, en el sustrato, ya que el dióxido (anhídrido) carbónico, aún en concentraciones elevadas, no afecta mayormente a las lombrices. Consecuentemente, la compactación del sustrato puede circunscribir el accionar de los animales, si bien a la larga lo des-compactan. Normalmente, las lombrices no ingresan más allá de los 40 cm de profundidad.

2.2.3.3 Temperatura

Donovan, 1981, estableció que *E. foetida* tolera temperaturas entre 0° C y 42° C, fuera de ese rango muere y la más rápida conversión del desecho se logra con temperaturas en un rango de 13 a 22° C. **Tsukanoto y Watanabe, 1977** determinaron que con temperaturas de 20 °C a 25° C ocurrió un crecimiento más rápido de formas inmaduras a adultas de *E. foetida*. Para fines productivos lo óptimo es mantenerla entre 20° C y 25° C sobre todo si se requiere una rápida expansión de la población. Esto mismo fue confirmado por **Harsterstein (1982)**, quien determinó de manera experimental lo siguiente: las lombrices jóvenes sometidas a temperatura de 15° C no alcanzaron su madurez sexual hasta después de 80 días, en comparación con las que fueron sometidas a un rango de

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

20°C a 28°C, las cuales la mayor parte de ellas alcanzaron su madurez sexual a los 50 días. Este comportamiento disminuyó cuando fueron sometidas a temperaturas de 30 °C.

Yi Dang-hao, et al. 2008, mencionan que aún cuando la temperatura dentro del vermifiltro es mayor que afuera del lecho durante el invierno, las relativas bajas temperaturas afectan las condiciones de vida de las lombrices y disminuyen la eficiencia del tratamiento. Se debe colocar el vermifiltro en un área caliente o tomar medidas apropiadas de aislamiento térmico.

De acuerdo a los estudios realizado por **Jian Yang, et al. 2009**, en las diferentes estaciones del año, la temperatura del lecho del vermifiltro en invierno fue de 1 a 5 veces más alta que el ambiente. La temperatura del lecho del filtro estuvo positivamente correlacionada con la densidad de lombrices (biomasa/unidad de área). La temperatura del lecho estuvo correlacionada negativamente con la densidad de lombrices maduras. Las lombrices mostraron que las habilidades ingestivas y digestivas sólo fueron de alrededor de 1/3 de las de verano con la misma carga hidráulica. Los porcentajes de remoción de contaminantes (excepto DBO₅) del vermifiltro en invierno fue sólo la mitad que en el verano con la misma carga hidráulica. Los porcentajes promedio de remoción de nitrógeno total y fósforo total fueron menores del 10%. Se recomienda un área con preservación del calor del lecho para proveer al vermifiltro de una excelente operación. La eficiencia de remoción en invierno es de 1/3 con relación al verano.

Nikolaos Athanasopoulos, 1993, en su estudio menciona que los cambios de temperatura no impactaron el sistema.

2.2.3.4 Concentración de amoníaco

El amoníaco y otros compuestos amoniacaes gaseosos o solubles en agua pueden causarles daño en concentraciones elevadas. Estos productos son habituales en las fases de descomposición de la materia orgánica rica en proteínas (cárneos, abundante verdura de hoja, orines y algunos estiércoles de animales con mucha proteína residual, por ejemplo los cerdos). Los materiales para cubrir los lechos deben ser porosos como, paja, pasto o sintéticas del tipo malla de invernadero y descartarse todo material no poroso que pudiera entorpecer la libre difusión de los gases.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

2.2.3.5 Potencial de hidrógeno (pH)

De acuerdo a estudios experimentales llevados a cabo por **Kaplan et al. (1980)**, las lombrices mueren después de ser sometidas a un pH <5 o >9, pero sobreviven y ganan peso cuando están expuestas a un pH en un rango de 6 a 9. La mayoría de los lodos municipales oscilan en pH de 6.5 a 8.5. Otros materiales orgánicos con una etapa previa de descomposición (pre-compostados), como los estiércoles de herbívoros (los estiércoles/camas aviares y/o de porcinos requieren consideraciones adicionales) y restos vegetales, normalmente se hallan comprendidos entre 5 (ácido) y 9 (alcalino). Cuando existe una cantidad considerable de materia orgánica con estos valores extremos es invadida por las lombrices, evolucionando el pH gradualmente hacia valores cercanos a 7 (6,8 a 8.0) y que caracteriza a la mayoría de las vermicompostas.

Hughes, et al., 2007 descubrieron que las lombrices pueden sobrevivir entre 6.2 y 9.7 de pH. En estos dos extremos de pH la sobrevivencia de los juveniles se impidió, probablemente por su habilidad a obtener una gran cantidad de sales solubles e inhabilidad para regularlas. El estudio mostró que la tolerancia de las lombrices al pH fue mayor que su sobrevivencia como fue propuesto previamente, investigaciones adicionales imponen una dinámica a largo plazo de la población en un sistema de vermicultación con un pH justo. La reproducción se vio afectada por un pH de 6.5, 8.5 y 9.5 en comparación con el pH del control 7.5. No hubo juveniles con un pH de 9.5, por lo que la reproducción se inhibe con este pH. Hay una alta solubilidad de algunos elementos que los convierte en tóxicos a estos pH extremos. El bajo número de juveniles a pH's de 6.5 a 8.5 implica que la reproducción se inhibe en este punto. No queda claro cómo se sostiene con este pH. Los juveniles fueron incapaces de soportar los pH extremos debido a su gran relación de superficie volumen en relación con los adultos. Esto permite una mayor difusión de elementos dentro de sus cuerpos arriba de sus niveles de regulación.

2.2.3.6 Porosidad y densidad del sustrato

La porosidad son los espacios vacíos o poros de un sustrato. La porosidad de un sustrato en la capa en la que estén asentadas las lombrices debe ser alta porque va a permitir la difusión del agua y gases. Las lombrices pueden desarrollarse sólo bajo condiciones aerobias, que son provocadas por la porosidad de los materiales donde subsisten y por la misma aeración que estos animales provocan por su desplazamiento a través del material, esto ayuda al florecimiento de

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

microorganismos aerobios, que conjuntamente con las lombrices degradan los desechos y ponen a disposición de los vegetales los nutrientes lo que ayuda al desarrollo de la vegetación. **Haug Roger, 1993** recomendaron una porosidad de 30 a 35%. Cuando se trata de una mezcla la densidad debe estar en un rango de 0.5 a 0.7 g/ml para asegurar una porosidad adecuada. Si la mezcla no está dentro de este rango se tiene que ajustar adicionando materiales acondicionadores tales como estiércoles, basura de jardín, lirio acuático, residuos de café, etc.

2.2.3.7 Concentración de sales

De acuerdo a **Kaplan et al., 1980**, *E. foetida* perdió peso o murió cuando fue expuesta a una concentración de sales de 0.5%. Con el acetato de amonio la muerte ocurrió con una concentración de 0.1%. *E. foetida* ganó peso cuando la conductividad eléctrica de los lodos activados frescos era de 1 a 2% y en los lodos deshidratados de los lechos de secados alrededor de 0.9 a 1.5 mmhos. El estiércol de caballo sin orina con un valor de cerca de 1.5 a 3 mmhos, permitió a *E. foetida* desarrollarse de una etapa inmadura a adulta en 6 semanas, **Harsterstein et al., 1979**. Si el estiércol se contamina con orina puede subir el valor de la conductividad eléctrica hasta 15 mmhos esta concentración es tóxica para las lombrices.

Tabla 2.-Cambios de peso de *E. foetida* en relación a la concentración de sales

Sales	Concentración mg kg ⁻¹	Cambio de peso (Promedio ± SE%)
KCl	0	+8.8±5.10
	1,000	±9.4±3.85
	5,000	-16.4±1.42
	10,000	Pérdida total
	20,000	Pérdida total
NaCl	0	+9.3±5.41
	1,000	±9.2±4.04
	5,000	Pérdida total
	10,000	Pérdida total
NaH ₂ PO ₄	0	+2.8±2.60
	1,000	±20.9±4.71
	5,000	-10.1±8.80
	10,000	Pérdida total

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Acetato-K	0	+14.0±1.34
	1,000	+7.0±1.63
	5,000	-19.7±1.36
	10,000	Pérdida total
Acetato-Na	0	+6.3±0.90
	1,000	+18.5±0.71
	5,000	-21.8
	10,000	Pérdida total
Acetato-NH ₄	0	+14.9±2.13
	1,000	Pérdida total
	5,000	Pérdida total
	10,000	Pérdida total
CaCO ₃	0	+5.7±1.46
	10,000	+2.8±1.03
	25,000	+3.2±0.97
	50,000	Pérdida total
CaSO ₄	0	+15.1±0.86
	10,000	+2.5±5.26
	25,000	+13.86±4.30
	50,000	+11.6±3.54
Fuente: Kaplan et al. ,1980		

2.2.4 Proceso de degradación en el sustrato orgánico

La degradación del material orgánico se lleva a cabo mediante la simbiosis que se forma entre *Eisenia sp.*, y microorganismos aeróbios. La degradación de la materia orgánica se lleva a cabo por todos los organismos de la población, incluidos los cocones. Muchos estudios se han llevado a cabo para demostrarlo, entre los cuales destacan los realizados por **Dante y Haggblom (1999)**, los cuales inocularon en un suelo estéril la bacteria *Ralstonia eutropha* y los cocones de *Eisenia foetida*, se demostró que los cocones tuvieron la capacidad de adquirir estas bacterias degradadoras en una concentración de 10^4 a 10^5 CFU de *R. eutropha*/cocon, por lo cual los autores de esta investigación concluyeron que los cocones de *E. foetida* tienen la capacidad de adquirir bacterias del medio ambiente en el cual se producen. La micro biota influye sobre la sobrevivencia de los cocones que es expuesta a químicos tóxicos. Los cocones pueden ser usados como inoculantes de bacterias benéficas con capacidades de biodegradación.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

El proceso de transformación que se llevan a cabo durante la degradación de la capa orgánica en el vermifiltro se resumen en la figura 3, el cual está comprendido en dos etapas: la mineralización que es la degradación de las moléculas complejas a compuestos simples y la humificación que es la formación o síntesis de sustancias complejas y estables. Ambos procesos se llevan a cabo secuencialmente y permiten al final tener un material estable.



Figura 3.-Proceso de transformación del alimento en el vermicomposteo

2.2.5 Parámetros de diseño para vermifiltros

2.2.5.1 Carga hidráulica

Han Runping et al., 2005 mencionan que el sistema ecofiltro microorganismos-lombrices, puede estar compuesto de una sola capa orgánica o también de una segunda capa inorgánica. El filtro con doble capa es mejor ya que permite un estado de flujo continuo y la carga hidráulica puede ser mayor de 2.0 m³/m²•d.

De acuerdo a **Singh y Dwivedi, Op. Cit.**, la carga hidráulica depende de los espacios intersticiales en el material filtrante que facilitan el paso del agua. Para el agua diluida, la carga hidráulica es un factor que controla el área del vermifiltro. Los vermifiltros se usan para una gran variedad de residuos, todos dentro de los límites del nivel de oxígeno natural. Una carga hidráulica de alrededor de 0.02 m³/hora es satisfactoria.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Sinha, et al., 2007, mencionan que la carga hidráulica del vermifiltro se puede calcular con la siguiente ecuación:

$$\text{HLR} = V \text{ agua residual} / (\text{AXt}).$$

Donde: HLR = carga hidráulica (m^3 hora); V = volumen del agua residual (flujo volumétrico de agua residual, m^3); A= área del perfil del suelo en m^2 ; t = tiempo que toma el agua residual en fluir en el perfil del suelo (horas). Altas cargas hidráulicas reducen el tiempo de retención hidráulica TRH y pueden reducir la eficiencia del tratamiento. Los porcentajes de infiltración se relacionan con características del suelo: tamaño y distribución de los poros, características morfológicas del suelo (textura, estructura, densidad bulking y arcillas).

Yang Jian, et al. 2008, mencionan que con una carga hidráulica de $2.0\text{-}6.0 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$. se obtuvo un bajo incremento de contaminantes en el efluente y poca afectación el sistema, pero que se presentaron problemas de eficiencia con un valor $>6 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

Tabla 3.-Carga hidráulica recomendada por varios autores

Carga hidráulica recomendada	Comentarios adicionales	Referencia
$2.0\text{-}6.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Bajo incremento de contaminantes en el efluente y poca afectación el sistema. Con $>6.7 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, se reducen el número de lombrices y un 1/3 la función respiratoria del sistema. Las lombrices producen más enzimas antioxidantes (Super Oxido Dismutasa y catalasa) cuando la carga hidráulica está en una escala de $2.4\text{-}6.7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Sin embargo, altos niveles de carga hidráulica ($\geq 6.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) restringen la actividad de enzimas digestivas como	Yang Jian, et al. 2008 Yang Jian, et al. 2009 Yang Jian, et al. 2009

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

	celulosa y álcali fosfatasa y el metabolismo se ve afectado.	
$>2.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Se recomiendan los vermifiltros de doble capa (orgánica e inorgánica) para permitir el flujo continuo y una carga hidráulica mayor. Con ésta carga hidráulica el sistema puede remover 74%-87% de DQO, 30%-57% de nitrógeno amoniacal; 25%-40% de nitrógeno total y 40-57% de fósforo total.	Han Runping, et al. 2004 Han Runping, et al. 2005
$5.3-6.6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$	Con ésta carga hidráulica se logró reducir 86.67%-96.20% de sólidos suspendidos volátiles.	Wu Min, et al., 2007

Meiyan, et al., 2010 menciona que un incremento en la carga hidráulica induce un decremento en la eficiencia del tratamiento y en la abundancia de las lombrices adultas. Cae la actividad de algunas enzimas como: proteasa, álcali fosfatasa (ALP) y celulasa. Pero la superóxido dismutasa (SOD) y la catalasa incrementan con la carga hidráulica. Las lombrices grandes ($> 0.3 \text{ g}$) juegan un papel muy positivo en la vermifiltración en relación con las lombrices pequeñas. Existe en el vermifiltro una importante relación entre la dinámica de la población de las lombrices y las actividades enzimáticas en relación con la remoción de COD y BOD_5 en las aguas residuales domésticas. La eficiencia de remoción de DQO fue significativamente mayor en la cerámica que en el cuarzo (T-test, $P = 0.03$ y 0.004). En el vermifiltro de cuarzo con carga hidráulica arriba de $6.7 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ disminuyó la abundancia de los adultos clitelados, de 16.55×10^3 a 6.8×10^3 individuos. m^2 , y 6.1×10^3 a 1.7×10^3 individuos. m^2 . Sin embargo la abundancia de las lombrices pequeñas y los cocones incrementó de 0.33×10^3 a 4.36×10^3 individuos $\times \text{m}^2$ y 1.2×10^3 a 3.3×10^3 individuos $\times \text{m}^2$.

2.2.5.2 Carga orgánica

Singh y Dwivedi, op. Cit., definen la carga orgánica como la cantidad de orgánicos secos aplicados por unidad de área del vermifiltro por día ($\text{kgm}^{-2}\text{d}^{-1}$). Esto es relativo a la capacidad de adsorción del medio filtrante, de la biomasa de microorganismos y de las lombrices.

2.2.5.3 Tiempo de retención hidráulico

Singh y Dwivedi, 2005, mencionan que los vermifiltros provén de un gran tiempo de residencia (TR) que puede llegar a ser mayor de un año, sin embargo los tiempos de residencia hidráulica (TRH) pueden ser más cortos (de unos pocos minutos a una hora). Los vermifiltros atrapan todos los materiales orgánicos (complejos y simples), lo que ayuda a generar un efluente limpio con bajas concentraciones de DBO, DQO y nutrientes. Los vermifiltros se diseñan tomando en cuenta dos parámetros: carga orgánica e hidráulica. Por lo tanto el diseño depende de las características del agua residual si es débil o fuerte, si es una mezcla de materia insoluble, lodo o residuos orgánicos sólidos. Los vermifiltros se pueden diseñar para pequeñas o grandes comunidades, así como para agroindustrias, industrias alimenticias o biotecnológicas.

2.2.5.4 Materiales filtrantes

Los estudios de **Su Wanga, et al., 2009** mostraron que el empaque de escoria de carbón jugó un papel importante en la remoción de fósforo.

Otros autores han propuesto la vermicomposta como medio filtrante. Uno de los desarrolladores del proceso de vermifiltración es el grupo formador en el **Bhawalkar Earthworm Research Institute (BERI) (1993)**, mencionan que el proceso involucra filtrar el agua residual a través de un vermifiltro con lombrices y vermicomposta (las excretas de las lombrices, que almacena cocones y un amplio espectro de microflora benéfica) en un especial medio desarrollado. Las lombrices convierten las impurezas del agua en excretas de lombrices y después de filtrar el residuo, se obtienen agua clara. Las excretas de las lombrices o vermicompostas tienen un fuerte poder de adsorción (que es la habilidad para adherir moléculas) y son capaces de remover impurezas orgánicas tales como la urea y las excretas humanas del agua residual, de acuerdo a Uday Bhawalkar del Insitituto Beri. El agua no es potable pero puede ser usada para los jardines y los excusados. La vermicomposta que se acumula en el vermifiltro puede ser cosechada periódicamente para usarla como abono.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

2.2.5.5 Calidad del Agua

Singh y Dwivedi, 2005, los vermifiltros se pueden diseñar para pequeñas o grandes comunidades, así como para agroindustrias, industrias alimenticias o biotecnológicas.

De acuerdo con **Sinha, et al., 2007**, el influente de la industria lechera es neutral o ligeramente alcalino, pero tiende a acidificarse debido a la fermentación del azúcar a ácido láctico. También la presencia del suelo acidifica el influente. Tiene baja cantidad de sólidos suspendidos.

2.2.6 Usos del efluente, vermicomposta y lombrices

2.2.6.1 Uso del efluente tratado

Li Xu-dong, et al, 2008, mencionan que el oxígeno disuelto en el efluente puede alcanzar el valor de saturación; el valor más alto de oxígeno disuelto que obtuvieron estos investigadores fue de 11.7 mg L^{-1} , el cual tiene un buen efecto en el crecimiento de organismos acuáticos en los cuerpos de agua.

De acuerdo a **Uday Bhawalkar del Instituto Beri (1993)**. El agua tratada en un vermifiltro no es potable pero puede ser usada para los jardines y los excusados. La vermicomposta que se acumula en el vermifiltro puede ser cosechada periódicamente para usarla como abono. **Philippe Morand, et al., 2010** utilizaron un sistema que incluía cribado, vermifiltro, laguna de macrófitas, y una laguna de almacenamiento; el agua tratada que obtuvieron bajo este esquema de tratamiento la recomiendan para ser usada en excusados.

2.2.6.2 Calidad de la vermicomposta

La vermicomposta de lodo es de color oscuro, granulada, homogénea y con un olor agradable a tierra húmeda. Contiene un elevado porcentaje de materia orgánica estabilizada producto del proceso digestivo de la lombriz y de la actividad microbiana. Posee una elevada carga microbiana del orden de millones de unidades formadoras de colonias, contribuyendo así al incremento de la flora microbiana del suelo. Es un mejorador de suelos, ya que renueva las características físico-químicas del suelo, por ejemplo mejora la estructura haciéndola más permeable al agua y al aire; aumenta la retención hídrica; regula

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

el incremento y la actividad de los nutrimentos del suelo; neutraliza la presencia de contaminantes (insecticidas, herbicidas) debido a su capacidad de absorción. Evita y combate la clorosis férrica, facilita la eficacia del trabajo mecánico en el campo, aumenta la resistencia a las heladas y favorece la formación de micorrizas. La actividad residual de la vermicomposta se mantiene en el suelo hasta cinco años. Al tener un pH neutro no presenta problemas de dosificación ni de fitotoxicidad, aún en aquellos casos en que se utiliza pura. Puede almacenarse durante mucho tiempo sin que sus propiedades se vean alteradas, pero es necesario mantenerla bajo condiciones óptimas de humedad (40%). La vermicomposta de lodo debe analizarse bajo los parámetros de la norma NOM-004-SEMARNAT-2002, porque el lodo está regido por esta norma. En las tablas 14, se observan los parámetros y resultados obtenidos con una vermicomposta de lodo bajo el análisis de esta norma.

Para la determinación de las características agronómicas de la vermicomposta de lodo, se puede hacer uso de los parámetros que determina la Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008, que establece las especificaciones de calidad que debe cumplir el humus de lombriz que se produce o se comercializa en territorio nacional. En la tabla 2.4 se muestra la composición agronómica de la vermicomposta de lodo residual.

Tabla 4.-Especificaciones Fisicoquímicas del Humus de Lombriz (vermicomposta)

Característica Valor	Valor NMX-FF-109-SCFI-2008*	Vermicomposta**
Nitrógeno total	De 1 a 4% (base seca)	1.27%
Materia orgánica	De 20% a 50%(base seca)	55.1 %
Relación C/N (Parámetro de madurez)	≤20	25.15
Capacidad de intercambio catiónico (Parámetro de madurez)	> 40 cmol kg ⁻¹	122 cmol kg ⁻¹
Humedad	De 20 a 40% (sobre materia húmeda)*	57.4 %

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

pH	de 5.5 a 8.52	4.51
Conductividad eléctrica***	$\leq 4 \text{ dS m}^{-1}$	1.266 dS m^{-1}
Densidad aparente sobre materia seca (peso volumétrico)	0.40 a 0.90 g mL^{-1}	0.4168 g mL^{-1}
*DOF, 2008		
**Cardoso, 2010		
***dS m ⁻¹ = decisiemens X metro		

Si la vermicomposta cumple con los objetivos del proceso y de la normatividad vigente que es la reducción de patógenos (Lodo Clase A), la presencia de metales pesados dentro de las concentraciones límites (Lodo de Tipo Excelente), la estabilidad del producto (>38% STV, relación C/N ≤ 20 y CIC > 40 cmol kg^{-1}), y la presencia de materia orgánica (De 20% a 50%(base seca), nutrientes (Nitrógeno total de 1 a 4% base seca), entonces puede ser usada sin restricciones, en la figura 31, se observan algunos de los usos recomendados.

De acuerdo a **Xing, et al., 2006**, las excretas de las lombrices o vermicomposta extraída de un vermifiltro son ricas en macronutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio, tabla 5. La vermicomposta extraída del vermifiltro cada seis meses, de acuerdo con la experiencia de este autor, puede ser utilizada como fertilizante o mejorador de suelos y está libre de malos olores. Aunque la población de lombrices está limitada por el alimento, si hay un exceso de ellas, puede usarse como alimento para aves.

Tabla 5.-Elementos nutritivos que están contenidos en la vermicomposta

Vermicomposta	Nitrógeno	Fósforo	Potasio
	mg kg		
Ecofiltro	1.16	1.22	1.0
Vermicompostero	1.12	1.21	1.34

Fuente: Xing, et al., 2006

La presencia de *Salmonella typhimurium* en los biosólidos puede ser limitante para su uso ya que se compromete la salud de los consumidores y trabajadores agrícolas. **Espinoza et al.,2006** determinaron la supervivencia de *S. typhimurium* en la vermicomposta concluyeron que los biosólidos y la microflora inhibe el

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

crecimiento de *S. typhimurium*., de esta forma se reduce el riesgo de contaminación de los efectos negativos en la salud de los trabajadores.

La microbiología de la vermicomposta juega un papel importante en la inhibición del crecimiento de los hongos *Fusarium oxysporum*, *Rhizoctonia solani* y *Pythium* sp., **Felix et al. (2010b)**. Las vermicompostas mostraron una buena inhibición de *F. oxysporum* y una menor inhibición se observó con *Pythium* sp. y ninguna con *Rhizoctonia*.

Rodríguez-Canché et al. (2010) evaluaron el potencial de *Eisenia fetida* en la remoción de patógenos (coliformes fecales, huevos de helminto, y *Salmonella*) en con lodos de tanques sépticos. Trabajaron con tres densidades de lombrices (1, 2, y 2.5 kg m⁻²). Después de 60 días, las lombrices redujeron la concentración de patógenos a niveles permisibles, produciendo biosólidos de Clase A de acuerdo a los estándares marcados en la NOM-004-SEMARNAT-2002.

La vermicomposta es útil como fertilizante y/o acondicionador de suelo, **(Wu Min, et al., 2007)**.

2.2.7.-Temas especiales

2.2.7.1.-Remoción de nutrientes

Debido a la presencia de lombrices se obtiene un poder de absorción de amoníaco durante el proceso de tratamiento de suelo y de remoción de nitrógeno total, **(Ji Fangying, et al., 1998)**.

Qiu Jiang ping, 2000, menciona que dentro de los pelets excretados por las lombrices se llevan a cabo los procesos de nitrificación-desnitrificación en el filtro. **Drake, H. y Horn, M. (2006)**, confirman que dentro del tracto digestivo de las lombrices crecen bacterias que contribuyen a la desnitrificación. El trabajo de estas bacterias está influenciado por factores in situ del sistema digestivo de las lombrices como son las condiciones de anoxia, alta calidad del carbono orgánico, nitratos y nitritos. Al respecto, **Zhao L., 2010**, encontraron que las lombrices en el vermifiltro fueron capaces de transformar materiales orgánicos insolubles a formas solubles y después selectivamente digieren las partículas de lodo de 10-200 micrones y las convierten a finas partículas de 0-2 micrones, lo que induce a una degradación mayor de materiales orgánicos por los microorganismos en el

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

reactor. Perfiles del desnaturalizador de gradiente de gel electroforesis (DGGE) que utilizaron estos autores muestran que se provocó una intensa diversidad bacteriana en el vermifiltro debido a la presencia de lombrices, especialmente en respuesta a los nutrientes en sus heces.

Fang Cai-xia, et al., 2010, mencionan que la nitrificación en el ecofiltro es fuerte y la desnitrificación se inhibe. La mayor remoción de NT se puede obtener incrementando la relación humedad/sequedad, modificando la estructura del filtro, usando series de filtros, seguido de un humedal, e incrementando la relación C/N del influente.

Para **Xing Mei-yan, et al., 2008**, la relación de nitrificación de un vermifiltro varía de 0.2 a 0.5 mg N-NH₄g⁻¹h⁻¹, con una temperatura en el lecho de 16.6 a 29.5°C. Hay una correlación lineal positiva entre la densidad de las lombrices y la cantidad de nitrobacterias, las cuales pueden existir sinérgicamente.

En un estudio llevado a cabo por **Jian Yang, et al., 2009**, con dos empaques diferentes (arena de cuarzo y cerámica), la capacidad de nitrificación de la capa superior en el vermifiltro fue la mayor (0.47 mg m⁻³h⁻¹), mientras que la capacidad nitrificante de la capa inferior fue más baja (0.19 mg m⁻³h⁻¹). Comparado con el filtro de arena de cuarzo (0.30 mg m⁻³h⁻¹), el filtro de cerámica tuvo la mayor capacidad de nitrificación (0.48 mg m⁻³h⁻¹). El filtro de cerámica tuvo una alta capacidad de oxigenación, que favorece la sobrevivencia de lombrices y microbios.

Su Wanga, et al., 2009, mencionan que la vermifiltración fue efectiva para remover materia orgánica insoluble y sólidos suspendidos, el empaque de escoria de carbón utilizado jugó un papel importante en la remoción de fósforo.

2.2.7.2.-Emisiones a la atmósfera

Luth, et al., 2011, mencionan que hay un decremento en la emisión de amonio, óxido nitroso y metano en los tratamientos con lombrices. Se sugiere que la abundancia de las lombrices puede ser usada como un bioindicador de bajo consumo de energía, y bajas emisiones de gases de invernadero y amonio en los sistemas usando estiércol líquido con agua reciclada.

2.2.7.3. Compuestos emergentes

Philippe Morand, et al., op cit. 2010, utilizaron un sistema que incluía cribado, vermifiltro, laguna de macrófitas, y una laguna de almacenamiento y mencionan que lograron una remoción de un 99.8% de disruptores endocrinos (actividad estrogénica)

2.3.-Plantas a escala real (estudios de caso)

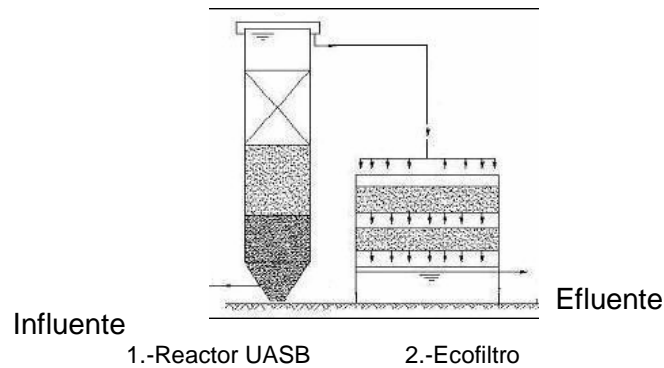
De acuerdo a **Jing Liu, et al., 2009** la tecnología de vermifiltración es un tratamiento de costo-efectivo para el agua residual, el efluente puede alcanzar los más recientes estándares de calidad para irrigación en China. El efluente se puede usar para riego sin problemas de recrecimiento de patógenos.

Bhawalkar 1993, menciona que en el Instituto de Investigaciones Bhawalkar (Bhawalkar Earthworm Research Institute BERI) fue desarrollado un proceso de vermifiltración para pequeñas comunidades y escuelas. Este diseño fue aplicado a escala real en la escuela Sanjeevan Vidyalaya de la comunidad de Panchgani, en el estado de Maharashtra, India. La escuela genera 70 metros cúbicos de agua residual por día. El proyecto tuvo un costo de \$400,000 rupias (\$8,839.00 USD) que fueron recuperadas en un año, ya que la escuela consume agua por \$3,000 rupias por día (\$66.3 USD/día).

2.4 Tecnologías de tratamiento combinadas con vermifiltración

La vermifiltración es una tecnología que puede ser usada sola como fue propuesta inicialmente por **Tohá, 1992** o bien en forma combinada con otros sistemas. Ejemplo de estos es el tren de tratamiento propuesto por **Xing, et al., 2005**, que consiste en un pretratamiento a través de una criba y una cámara desarenadora y el tratamiento biológico en donde el influente entra primero en un reactor UASB para posteriormente pasar al ecofiltro, figura 4.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107



Fuente: Xing, et al., 2005

Figura 4.-Sistema biológico (UASB-Ecofiltro)

El influente utilizado después del pretratamiento tuvo un promedio de 408.8 mg L^{-1} de DQO, 33.9 mg L^{-1} $\text{NH}_3\text{-N}$, y 186.5 mg L^{-1} de SS. El tiempo de retención hidráulico (TRH) para el reactor anaerobio varió de 6 a 9 horas y la carga hidráulica (HL) para el Eco-filtro varió de 2.0 a $3.0 \text{ m}^3\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Los resultados del tratamiento combinado UASB-Ecofiltro muestran que la eficiencia de remoción para la DQO fue de 80 % a 86 %, la remoción de la DBO_5 fue de 90 % a 98 %, la remoción de SS fue de 95 % a 98 % y la remoción del $\text{NH}_3\text{-N}$ fue de 30 % a 60 %.

Morand, et al., 2011, diseñaron un sistema integral de tratamiento en una granja porcícola que consiste en una cribadora, un vermifiltro, una laguna de macrófitas, alternando con humedales construidos. La cribadora y el vermifiltro tuvieron una baja eficiencia en comparación a estudios previos. Se incluyó un tanque sedimentador entre el vermifiltro y la primera laguna para coleccionar la vermicomposta. Un segundo vermifiltro fue adicionado para recoger estas partículas de materia orgánica. Una laguna de almacenamiento fue adicionada para compensar las pérdidas por evaporación y completar la remoción de contaminantes, se usaron peces dorados (goldfish) como un bioindicador de calidad del agua. La producción de plantas fue de 20 T ha. Macrófitas flotantes (*Azolla caroliniana*, *Eichhornia crassipes*, *Hydrocotyle vulgaris*) estuvieron más concentradas en nutrientes que las halófitas (*Phragmites australis*, *Glyceria*

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

aquatica). *Azolla caroliniana* fue exitosamente agregada al alimento de los puercos.

2.5 Experiencias de vermifiltración

En México algunas compañías trabajan con la patente Tohá y han instalado sistemas de vermifiltración, en las fotos 9 a 12 podemos apreciar los vermifiltros instalados.



Foto 9.-Planta de tratamiento condominio descarga a lago recreacional
 $Q = 0.125 \text{ L s}^{-1}$

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107



**Foto 10.-Planta con un gasto de $Q = 0.06 \text{ L s}^{-1}$
50 habitantes**



**Foto 11.-Planta de tratamiento de aguas residuales 6 a 15 habitantes
 $Q = 0.03 \text{ L s}^{-1}$**

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107



**Foto 12.-Planta de tratamiento de aguas residuales para fraccionamiento
capacidad de tratamiento $Q = 16 \text{ L s}^{-1}$**

Otra compañía que ofrece el servicio de diseño e instalación de vermifiltros en internet es la de Agua Limpia (www.aqualimpia.com) que ofrece el tratamiento de desechos de matadero a través de vermifiltros y garantizan que se logran reducir los siguientes parámetros: demanda bioquímica de oxígeno DBO 95%, sólidos suspendidos 93%, sólidos volátiles 96%, nitrógeno 70%, fósforo 70% y coliformes fecales 99%. El proceso de tratamiento que ofrecen comprende dos etapas. En la primera, el agua contaminada se hace pasar a través del vermifiltro que reduce en un 95% la carga orgánica del influente y en la segunda etapa se eliminan los microorganismos patógenos casi en su totalidad por radiación UV o por cloración. Esta compañía menciona que tiene vermifiltros instalados en Honduras, Rep. Dominicana y Ecuador. En la foto 13 podemos apreciar los vermifiltros que ofrece esta compañía.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107



Foto 13. Vermifiltros diseñados por la compañía Agua Limpia

3.-PROPUESTA TECNOLÓGICA

3.1 Introducción

La vermifiltración es un sistema que puede aplicarse para el tratamiento de descargas en pequeñas comunidades o como tratamiento en casas habitación, (tratamientos on site). También se aplica para el tratamiento de efluentes agroindustriales (granjas porcícolas, vitivinícolas, lecherías, etc.). La vermifiltración es un sistema de percolación con un medio filtrante orgánico que contiene lombrices y microorganismos degradadores. Las lombrices tienen un doble papel como aeradores ya que a su paso a través del medio filtrante

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

excavan galerías en las cuales se permite la entrada de oxígeno y la salida de gases de la descomposición como CO_2 . Debido a esta labor de aeración se provoca un florecimiento de microorganismos aerobios que en simbiosis con las lombrices van a permitir la degradación de la materia orgánica que es retenida en el material filtrante. La otra acción que llevan a cabo las lombrices es como pequeños biodigestores ya que ellas consumen materia orgánica, que pasa a través de su boca, estómago e intestino donde se llevan a cabo reacciones fisicoquímicas gracias a la acción de enzimas, ácidos digestivos y microorganismos que se encuentra a lo largo de su tracto digestivo. En el medio filtrante se llevan a cabo acciones físicas de sedimentación y retención de material orgánico por absorción y adsorción, creándose una biopelícula donde crecen los microorganismos aerobios. Una parte de la materia orgánica pasa a constituir la biomasa microbiana y la masa corporal de las lombrices. Las lombrices tienen actualmente un valor comercial ya que son utilizadas para el tratamiento de residuos orgánicos y también como carne viva o harina de lombriz. La mayor parte de la materia orgánica son las deyecciones que generan las lombrices y que constituyen el llamado humus de lombriz. El humus de lombriz y el material filtrante que puede ser removido en el biofiltro posteriormente pueden ser usados en la agricultura directamente porque es un material estabilizado, con alto contenido de nutrientes. Los microorganismos patógenos son removidos en el sistema debido a que una parte son consumidos por las lombrices, que son micrófagas. Otro mecanismo de remoción es por competencia, debido a que los microorganismos indicadores de heces fecales son entéricos, por lo que su medio de desarrollo óptimo es el tracto digestivo de los humanos y al estar en el material filtrante compiten por los nutrientes con desventaja con los microorganismos degradadores. Los vermifiltros son estructuras muy económicas que se pueden construir en ladrillo u hormigón armado por lo que es una tecnología de bajo costo y sustentable. Para el desarrollo de esta tecnología se cuenta con experiencia en el IMTA, desde 1999 se ha trabajado con el proceso de vermicomposteo para el tratamiento de lodos residuales y otros residuos orgánicos con buenos resultados para la estabilización de la materia orgánica y la remoción de patógenos. En el año 2009 se comenzaron a llevar a cabo pruebas experimentales sobre el tratamiento por vermifiltración de agua residual industrial con resultados alentadores ya que se han alcanzado remociones de materia orgánica de más del 95% de DBO_5 y DQO, así como remoción de microorganismos patógenos y toxicidad problemas importantes en el tratamiento del agua industrial. Los vermifiltros son sistemas de bajos costos de inversión y operación que pueden proveer los servicios de saneamiento para el agua residual de una casa habitación, un condominio o una pequeña comunidad. Estos sistemas se pueden ubicar en zonas rurales, urbanas y peri-urbanas.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

3.2 Justificación

Se requiere de una solución tecnológica para el tratamiento del agua residual en ciudades como Cuernavaca y Jiutepec, donde existen efluentes caseros ≥ 1 hasta 10 L/s los cuales no cuentan con drenaje municipal y descargan sus aguas negras directamente a las barrancas o en apantles. Con esta tecnología se puede promover el reúso del agua residual tratada para riego de jardines. Por otra parte existen pequeñas efluentes industriales y agroindustriales que pueden ser tratados por medio de la vermifiltración removiendo toxicidad.

3.3 Hipótesis

- a) La vermifiltración es un sistema biológico complejo que combina mecanismos físicos, químicos, microbiológicos y macrobiológicos (consorcio microorganismo-lombrices), para remover eficientemente carga orgánica y nutrientes del agua residual y en algunos efluentes industriales toxicidad.
- b) La eficiencia de remoción en los vermifiltros es causada porque las lombrices excavan galerías, lo cual favorecen el incremento de oxígeno.
- c) Con el vermifiltro se obtendrá un efluente tratado que cumpla con la NOM-001-SEMARNAT-2006, para reúso agrícola.

3.4 Objetivos

Los objetivos estuvieron enfocados para desarrollar tecnología innovativa de tratamiento de agua residual *in situ*, definir las principales variables de operación y diseño.

3.4.1 Objetivos generales

- Desarrollar tecnología de vermifiltración para el tratamiento *in situ* de aguas residuales.
- Diseñar y construir un prototipo o vermifiltro a escala piloto.
- Determinar los parámetros de diseño para un sistema de vermifiltración.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

3.4.2 Objetivos específicos

- a) Evaluar la contribución de las lombrices en la eficiencia de remoción de la carga orgánica (DQO, DBO y SST) y nutrientes (N, P, K) bajo determinadas condiciones de operación.
- b) Evaluar la remoción de la carga orgánica (DQO, DBO y SST) y nutrientes (N, P, K) en la segunda capa del vermifiltro conformada por diferentes empaques inorgánicos bajo las mismas condiciones de operación.
- c) Definir las principales variables de operación y parámetros de diseño del vermifiltro bajo condiciones de operación a escala real utilizando una capa orgánica (vermicomposta en proceso-vermicomposta estabilizada) y un empaque inorgánicos (tezontle).

3.5 Resultados esperados (Entregables)

Diseño y construcción de un prototipo de vermifiltro a escala piloto para el tratamiento de una agua residual municipal. Resultados de la evaluación del sistema. Definición de parámetros de diseño.

El prototipo familiar se instalará en una casa habitación y se evaluarán los parámetros de remoción de materia orgánica patógenos y toxicidad.

4.-DISEÑO DE VERMIFILTROS Y PARÁMETROS DE OPERACIÓN

El diseño de los vermifiltros se realizó para poder implementar la propuesta tecnológica de construir e instalar un prototipo para el tratamiento *in situ* del agua residual de tipo doméstico y con un enfoque de reúso del uso del agua residual en el riego de áreas verdes, y el aprovechamiento de la vermicomposta como abono para el crecimiento de plantas.

En la figura 5 se presenta de manera esquemática la propuesta tecnológica. La configuración del tren de tratamiento es sencilla consiste en una sola fase de tratamiento de fácil mantenimiento. Para la alimentación del sistema se construyó un cárcamo de bombeo de 1 m³ de capacidad que recibe el caudal generado por la familia conformada por cinco miembros que suma la descarga de los sanitarios, regaderas, lavabos, cocina y lavadora (promedio de 0.750 m³.d). Por medio de una bomba sumergible instalada en el cárcamo el agua llega directamente al vermifiltro en forma intermitente, sin ningún pretratamiento del influente. El agua

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

pasa a través de dos capas de empaque, una capa orgánica conformada por una capa de 0.30 m con vermicomposta en proceso de degradación que contiene una población de lombrices del género *Eisenia*, *sp.*, seguida de otra capa de vermicomposta completamente estabilizada de 0.70 m de altura, en las cuales se retienen la gran parte de los sólidos y se comienza el proceso de estabilización de la materia orgánica. Debajo de estas dos capas se encuentra el empaque inorgánico conformado por piedras volcánicas conocidas con el nombre común de tezontle en la que se lleva a cabo una estabilización y remoción adicional de contaminantes gracias a la biocapa que se desarrolla en su superficie. Finalmente una capa de grava triturada que sirve como asiento de todo el sistema. El vermifiltro descarga a un tanque de PVC de 1 m³ dispuesto para la recolección del efluente tratado que tiene una línea de conducción para el riego de áreas verdes. No cuenta con sistema de recolección o tratamiento de lodos porque no se generan en el sistema ya que los sólidos generados pasan a formar parte de la vermicomposta que puede extraerse para su aprovechamiento como abono en las áreas verdes. No provoca problemas de olores, ruidos o vectores. El gasto de energía eléctrica es mínimo. No requiere supervisión constante.

En la figura 6 se aprecia un esquema constructivo general del sistema de vermifiltración familiar.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
 Proyecto TC-1107

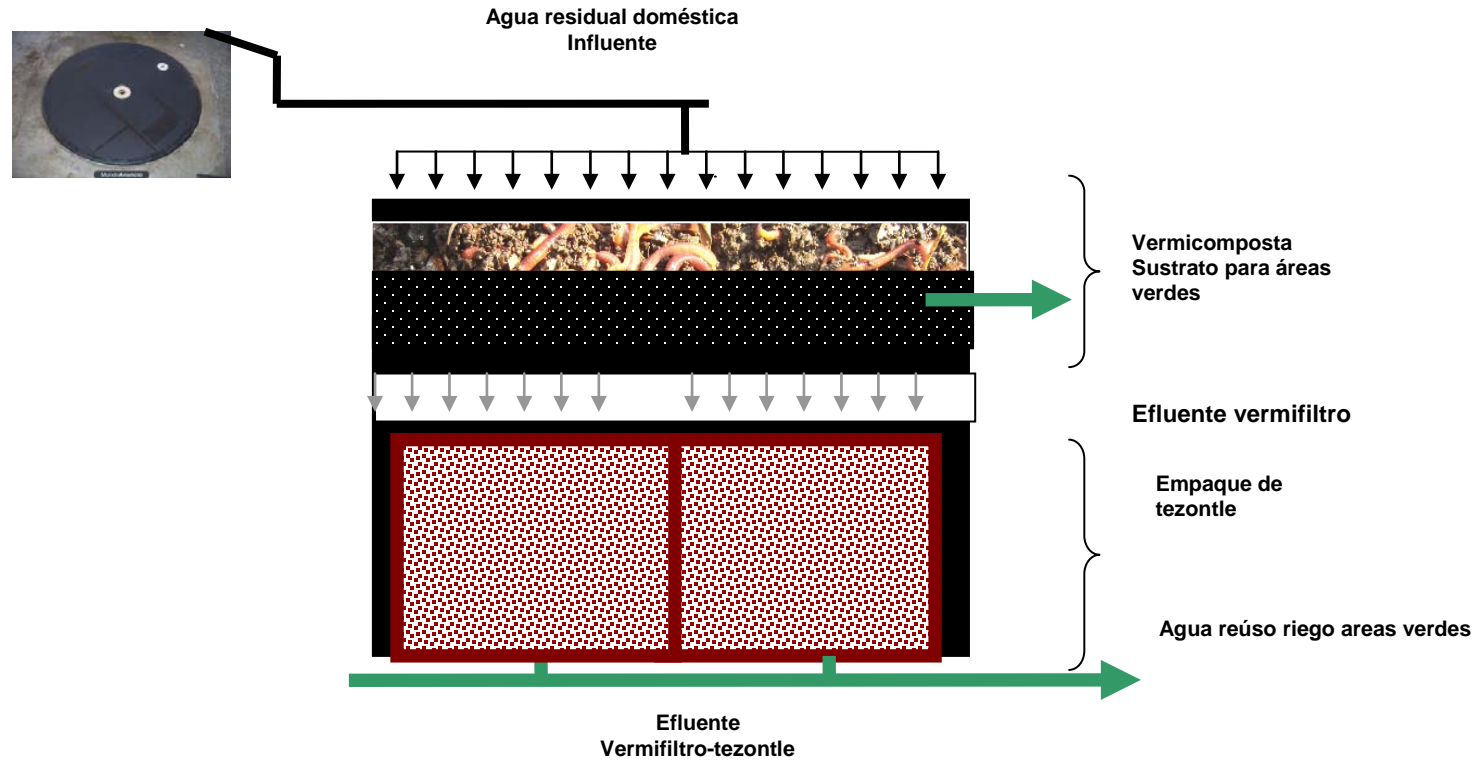


Figura 5. Propuesta tecnológica para el diseño de un vermifiltro familiar

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

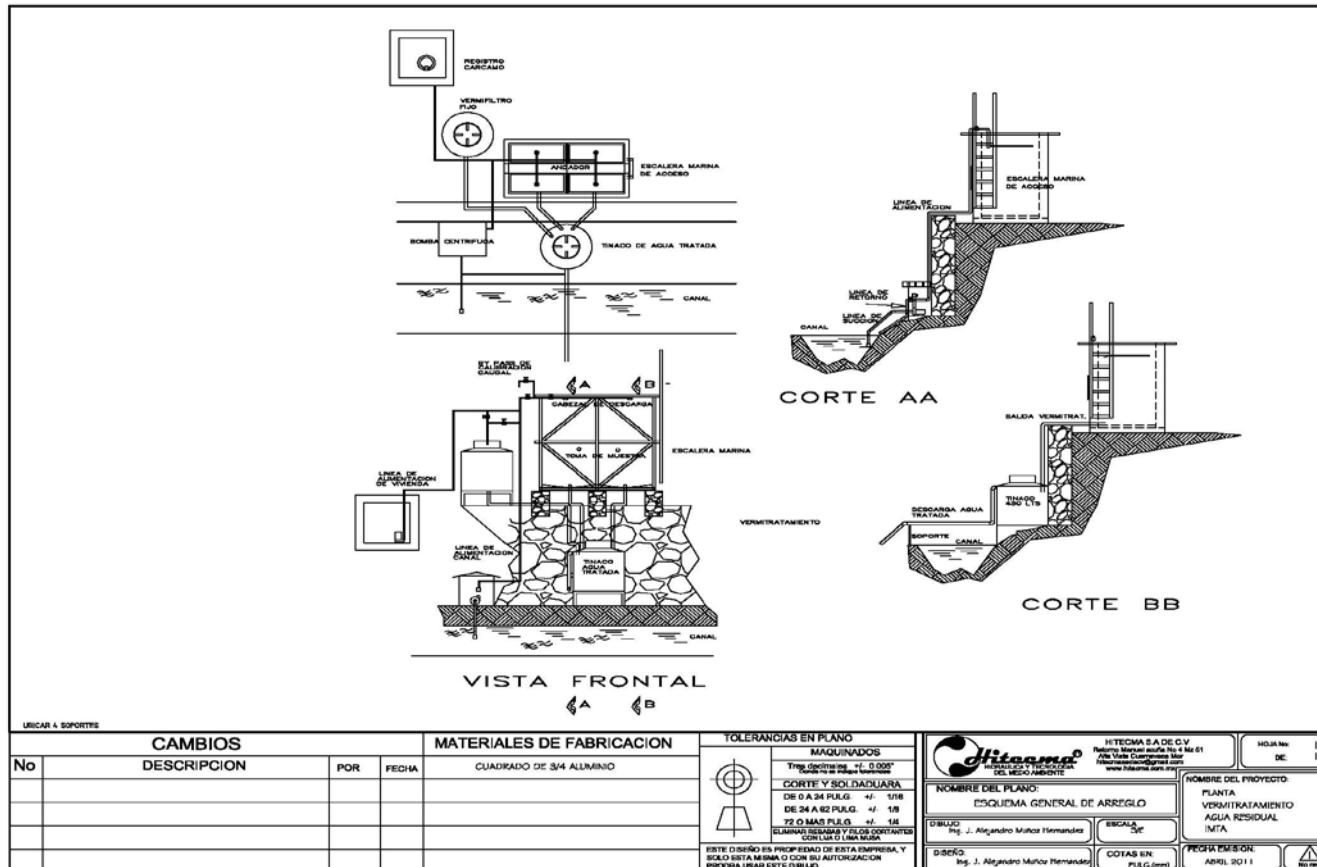


Figura 6. Vermifiltro familiar

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

4.1 Descripción

Para llevar a cabo este proyecto se instalaron dos prototipos, el prototipo piloto se instaló en la planta piloto del IMTA y se denominó Vermifiltro Piloto (VP), tenía como propósito llevar a cabo ajustes y variaciones del proceso. A un lado de él se instaló una columna de acrílico con el empaque de vermicomposta a la que se denominó columna con vermicomposta (CV), foto 13, tenía como objetivo evaluar la remoción de contaminantes en la vermicomposta y el segundo prototipo fue el vermifiltro familiar se denominó (Vfam), se instaló en una vivienda en la colonia Progreso de Jiutepec, Morelos, su propósito era la evaluación de la tecnología a escala real. Las características de los prototipos se describen en los siguientes incisos.

4.2 Dimensionamiento de los reactores

Para calcular los parámetros de operación se partió del dimensionamiento de los vermifiltros:

a) Dimensiones vermifiltro piloto (VP)

Dimensiones: Cilindro diámetro de 0.55 m x 1.1 m altura

- a) Volumen del reactor: $VR = \pi \times r^2 \times h = 0.26 \text{ m}^3$
- b) Área superficial = $As = \pi \times r^2 = 0.24 \text{ m}^2$

El reactor tiene una media esfera en el fondo, con una altura de la columna 0.18 cm y es donde se colocó la capa de grava triturada, figura 7.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

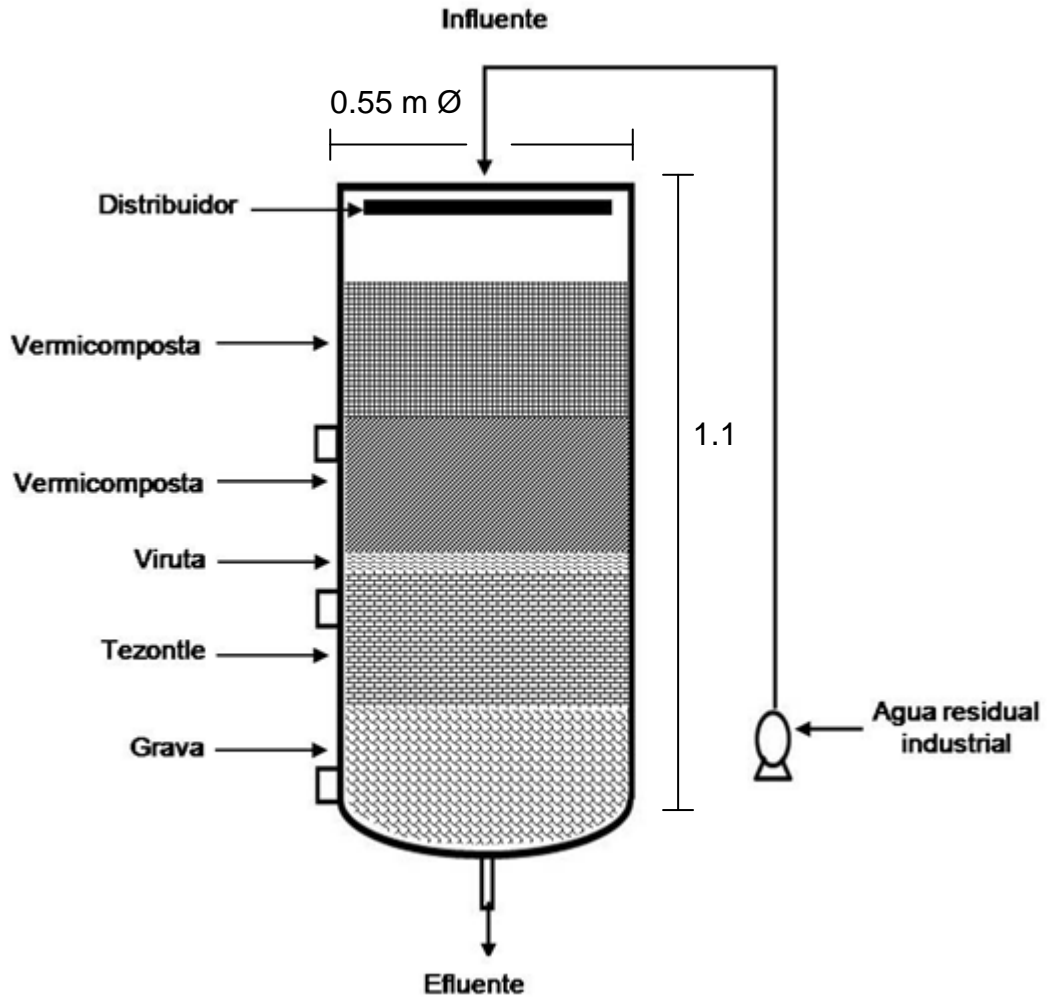


Figura 7. Vermifiltro Piloto (VP)

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

b) Dimensiones de la columna con vermicomposta (CV)

Dimensiones de la columna: diámetro 0.22 m, altura 0.30 m, foto 14.

$$\text{Volumen CV} = V_R = \pi \times r^2 h = 0.011 \text{ m}^3$$
$$\text{Área superficial CV} = A_s = \pi \times r^2 = 0.038 \text{ m}^2$$



Foto 14.-Columna con vermicomposta (CV)

c) Vermifiltro familiar (Vfam)

Dimensiones: 2.0 m altura x 1.0 m profundidad x 2.0 m ancho

$$\text{Volumen: } 4 \text{ m}^3$$

$$\text{Área rectángulo} = A * B = 4 \text{ m}^2$$

4.3 Parámetros de operación de los vermifiltros

4.3.1 Tasa de filtración

El caudal de agua a tratar en las unidades se calculó por medio del parámetro de carga superficial que es el caudal de agua a tratar en la superficie de los vermifiltros.

De acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\text{Carga superficial} = \frac{\text{V agua residual}}{\text{(Área vermifiltro x tiempo)}}$$

Garzón-Zúñiga et al., (2007) en un biofiltro de cama orgánica utilizaron una tasa de filtración de $0.065 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, sin embargo fueron disminuyendo hasta $0.035 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ debido a un taponamiento del MF. No obstante hay autores que recomienda la operación de los vermifiltros con cargas hidráulicas altas que van de 2 a $6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, (**Han Runping et al., 2004 y 2005; Wu Min, et al., 2007; Yang Jian, et al. 2008 y 2009; Su Wang et al, 2010**), quienes mencionan carga hidráulicas de $2.0\text{-}6.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con las cuales se han obtenido un bajo incremento de contaminantes en el efluente y poca afectación a la operación de los vermifiltros, se presentaron problemas de eficiencia con un valor mayor de $6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Durante el transcurso del estudio se operó con tres flujos se inició con 30, 20 y 40 mL min por lo que se trabajó con una tasa de filtración en un rango de 0.120 a $0.240 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, en las figuras 8 a 11 se observa el comportamiento de los flujos en cada uno de los reactores y Etapas del estudio. En las tablas 6 a 8 se observan las cargas superficiales que se trabajaron de acuerdo a cada uno de los vermifiltros. Los reactores VP y CV trabajaron con flujo continuo. El vermifiltro unifamiliar Vfam operó en forma intermitente con un programa establecido de encendido-apagado (1 minuto/hora/día), por lo que recibía 20 L/minuto/hora (480 L/día).

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 6. Cargas superficiales para el Vermifiltro piloto (VP)

Tasa de filtración $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$	Flujo m^3 d^{-1}	Flujo m^3 h^{-1}	Flujo L d^{-1}	Flujo L min^{-1}	Flujo mL min^{-1}
0.120	0.029	0.001	29.031	0.020	20
0.180	0.044	0.002	43.546	0.030	30
0.240	0.058	0.002	58.061	0.040	40

Tabla 7. Cargas superficiales para la Columna con Vermicomposta (CV)

Carga superficial $m^3 \cdot m^2 \cdot d^{-1}$	Flujo m^3 d^{-1}	Flujo L d^{-1}	Flujo L min^{-1}	Flujo mL min^{-1}
0.17	0.0059	5.8881	0.0041	4.09
0.25	0.0087	8.6590	0.0060	6.01
0.375	0.0130	12.9885	0.0090	9.02

Tabla 8. Cargas superficiales para el Vermifiltro familiar

Carga superficial $m^3 \cdot m^2 \cdot d^{-1}$	Flujo					
	$m^3 d^{-1}$	$m^3 h^{-1}$	L d^{-1}	L h^{-1}	L min^{-1}	mL min^{-1}
0.10	0.20	0.01	200.00	8.33	0.14	138.89
0.145	0.29	0.01	290.00	12.08	0.20	201.39
0.20	0.40	0.017	400.00	16.67	0.278	277.78
0.240	0.48	0.020	480.00	20.00	0.333	333.33

El comportamiento del flujo se presenta en las gráficas 3 a 4, cada una de ellas representa un régimen de flujo 20 mL por minuto, 30 mL por minuto y 40 mL por minuto. En la figura de 20 mL por minuto se presentan variaciones debido a que era un flujo bajo y era más difícil estabilizar el equipo de bombeo. El flujo de 30 mL minuto presenta estabilidad en la alimentación del agua. La grafica con el flujo más alto 40 mL minuto presenta dos interrupciones en la alimentación del flujo

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

porque hubo paros en la alimentación del sistema debido a que se saturó el medio filtrante de la vermicomposta.

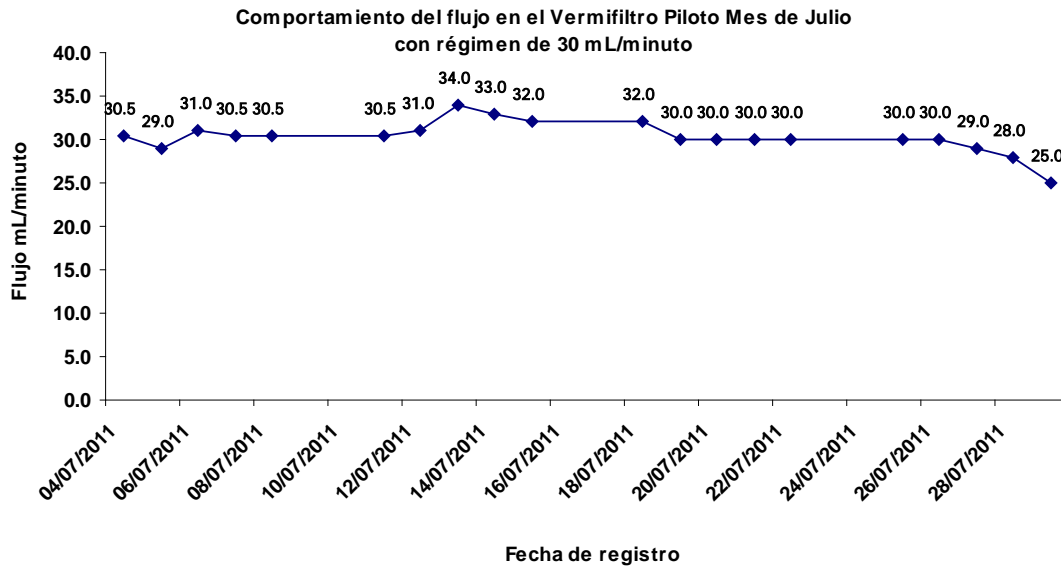


Figura 8.-Comportamiento del VP con una carga hidráulica de $0.180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

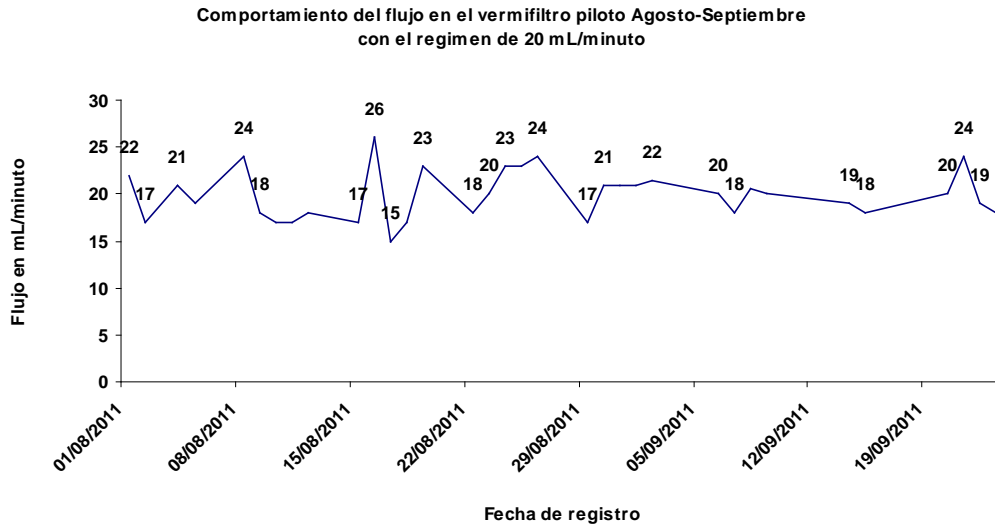


Figura 9.-Comportamiento del VP con una carga hidráulica de $0.120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$

1

Figura 10.-Comportamiento en el VP con una carga hidráulica de $0.240 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

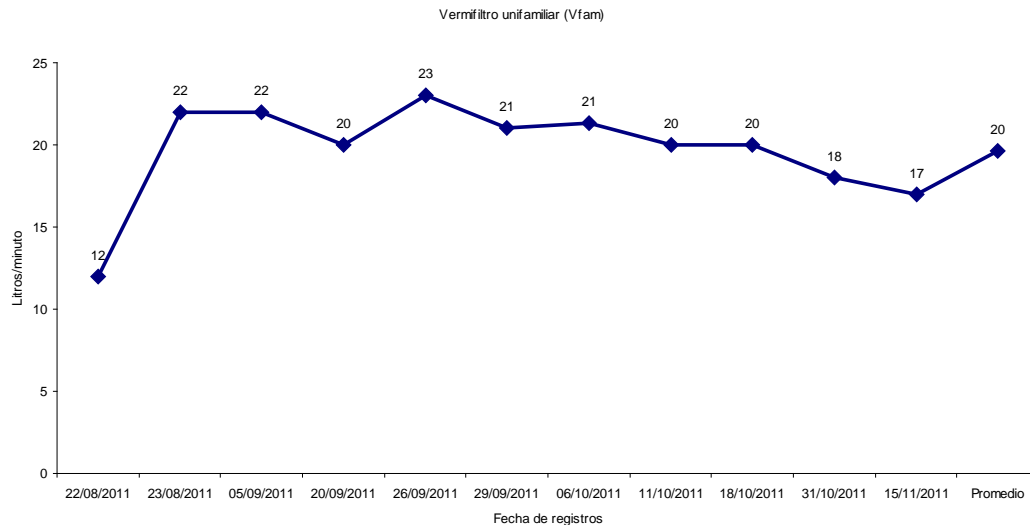


Figura 11.-Comportamiento del flujo en el Vermifiltro familiar (Vfam) 0.240 m³.m².d⁻¹ (flujo intermitente)

5.-DETERMINACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LOS MATERIALES FILTRANTES

Los materiales filtrantes (MF) para empaque que se utilizaron en el vermifiltro piloto y en el vermifiltro familiar fueron: grava triturada, tezontle rojo y vermicomposta. En los siguientes incisos se presenta la metodología utilizada para la caracterización de los materiales y su distribución dentro de los vermifiltros.

5.1 Caracterización de los materiales de empaque de los biofiltros

Para la caracterización de los MF se siguieron métodos convencionales de análisis de suelo marcados por la normatividad mexicana, como se describe en los siguientes incisos.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

5.1.1 Método de mallas para la determinación de granulometría

Se determinó la granulometría de los MF por medio del método de mallas descrito en Badillo y Rico, 1996. Se utilizó un agitador de tamices marca W.S. Tyler Incorporated, Modelo RX-29, Tipo RO-TAP, Serie 2245 y tamices metálicos de diferente diámetro de abertura. En la tabla 9, se observan el número de malla y la abertura de los tamices.

El método del análisis mediante mallas consistió en los siguientes pasos:

- 1) Se pesó un kilogramo de muestra del MF.
- 2) Se ordenaron en forma descendente las mallas.
- 3) Se depositó el MF seco en la malla superior.
- 4) Se agitó durante 10 minutos.
- 5) Se pesó el MF retenido en cada una de las mallas.
- 6) Se calculó el por ciento retenido en cada malla con respecto al peso total del MF y el por ciento que pasa respecto a dicho total.
- 7) Se graficó en escala semi logarítmica el por ciento de MF que pasa, en peso, y el diámetro de la malla, y se obtuvo una Curva de Distribución Granulométrica.

Las mallas utilizadas en esta prueba con sus correspondientes aberturas se presentan en la tabla 9.

Tabla 9.-Mallas utilizadas para la determinación de la granulometría del tezontle (VP y Vfam)

No. Tamiz	Diametro mm
6	3.35
10	2
12	1.7
14	1.4
16	1.18
18	1.0
20	0.85
25	0.75
30	0.6
35	0.5

5.1.2 Métodos para la determinación de densidad aparente, real y porosidad

La densidad y porosidad de la vermicomposta se llevó a cabo por métodos convencionales de análisis para humus de lombriz descritos en la NMX-FF-109-SCFI-2008 y para suelos en la NOM-021-RECNAT-2000. También se utilizó una metodología para la determinación de la porosidad in situ y el tiempo de residencia hidráulica (TRH) del medio filtrante descrita por **Garzón et al., 2003**. En los siguientes incisos se describen los métodos utilizados.

Los MF pueden ser comparados con el suelo. El suelo como un cuerpo poroso tienen dos densidades: La densidad real (densidad media de sus partículas sólidas) y la densidad aparente (teniendo en cuenta el volumen de poros). La porosidad es la porción del suelo no ocupada por partículas sólidas (**Ortiz-Villanueva y Ortiz-Solorio. 1990**).

1) Método de la probeta para la determinación de la densidad aparente (DA):

El número y densidad de organismos que pueden vivir en un sustrato depende de la densidad del sustrato. Una densidad baja, generalmente, equivale a más porosidad y mayores agregados del sustrato, cuando los valores son altos, quiere decir que el sustrato es compacto o poco poroso y no pueden crecer efectivamente los organismos. Un sustrato o residuo bueno para la vermifiltración deberá tener una densidad baja. **Cardoso y Ramírez, 2006** establecen una densidad óptima para asegurar una porosidad adecuada y la estabilización de la materia orgánica durante el proceso de composteo en un rango de 0.4 a 0.6 ton/m³. Si la mezcla no está dentro de este rango se tiene que ajustar adicionando otros materiales filtrantes.

La densidad aparente (DA) se define como el peso de una unidad de volumen de material que incluye su espacio poroso. La densidad aparente refleja el contenido total de porosidad en un material y es importante porque refleja la compactación y facilidad de circulación de agua y aire. Los valores de DA inferiores a 1 gr cm⁻³ se obtienen normalmente en suelos orgánicos. También poseen baja DA los suelos derivados de cenizas volcánicas.

Para la determinación de la DA se siguió el método que marca la norma NMX-FF-109-SCFI-2008, para humus de lombriz o lombricomposta

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Procedimiento:

- 1.1 Se secó la muestra de vermicomposta tamizada en malla de 5 mm en un vaso de precipitado de 250 mL a la estufa durante 24 horas a 70+5°C.
- 1.2 Transcurrido el tiempo de secado, se colocó en un desecador hasta enfriar.
- 1.3 Se pesó una probeta de 100 mL.
- 1.4 Se vertieron aproximadamente 50 g de vermicomposta seca a la probeta graduada de 100 mL, se tapó con tapón de hule. Sobre una franela humedecida y doblada y sobre una base firme se dieron 20 golpes a la probeta con una trayectoria vertical de 10 a 20 cm, con una intensidad de golpeo de un golpe por segundo.
- 1.5 Concluido el asentamiento, se leyó el volumen final (V) que ocupaba el humus.
- 1.6 Se pesó la probeta con el humus seco, sin el tapón para corroborar peso de humus solamente (P), restando el peso de la probeta graduada.

Cálculos.

$$DA = P / V$$

En donde:

- DA Densidad aparente en g mL;
P Peso del humus seco en g; y
V Volumen ocupado en mL por el humus.

2) Método del picnómetro para la determinación de la densidad real (DR)

La densidad real (DR) es la relación entre la unidad de peso y la unidad de volumen de la fase sólida del material, siendo más o menos constante, ya que está determinado por la composición química y mineralógica de la fase sólida. El peso específico de los componentes del material es variado, por ejemplo menor de 2,5 gr cm⁻³ (humus y yeso), 2,5 a 3,0 gr cm⁻³ (arcillas, cuarzo, feldespatos, calcitas, micas), de 3,0 a 4,0 gr cm⁻³ (limonitas, piroxenos, olivinos) y mayor de 4,0 gr cm⁻³ (hematitas y magnetitas).

La determinación de la DR de los materiales se llevó a cabo a través del método AS-04, descrito en la NOM-021-RECNAT-2000.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Procedimiento:

- 3.1) Se pesaron los matraces de 50 mL. (Peso 1)
- 3.2) Se colocaron en los matraces 5 gr de cada uno de los materiales.
- 3.3) Anotar el peso del matraz con suelo. (Peso 2)
- 3.4) Se adicionó agua destilada.
- 3.5) Se aplicó vacío 15 minutos para eliminar el aire retenido en el material.
- 3.6) Se deja reposar, se afora y se pesa. (Peso 3)
- 3.7) Se toma la temperatura de la suspensión.
- 3.8) Vaciar el matraz, enjuagarlo, llenarlo con agua destilada,
- 3.9) Pesarlo y medir la temperatura. (Peso 4)

Cálculos:

Peso de las partículas del suelo (ps) = (2) – (1)

Volumen partículas suelo (Vs): $\frac{(4) - (1)}{pw} - \frac{(3) - (2)}{pw} = \frac{\text{Peso agua desplazada}}{\text{Densidad agua}}$

$$\text{Densidad real (DR) (ps)} = \frac{ps}{Vs}$$

3) Determinación de la Porosidad (Pt%)

La porosidad del material es el volumen ocupado por las fases líquida y/o gaseosa. Posee gran importancia en la penetración radicular, percolación del agua, difusión de los gases, etc. Puede ser calculada a partir de la DR y DA y resulta la suma de la porosidad capilar (relacionada con retención de humedad) y de la porosidad no capilar (intercambio gaseoso).

Método de cálculo:

$$Pt (\%) = 100 (DA/DR) .100 = (DR - DA)/DR. 100$$

Donde:

Pt (%) = porcentaje de porosidad.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

DA = densidad aparente.

DR = densidad real.

Constantino, 1970 menciona que la porosidad en los suelos varía dentro de los siguientes límites:

Suelos ligeros: 30 – 45 %

Suelos medios: 45 – 55 %

Suelos pesados: 50 – 65 %

Suelos turbosos: 75 – 90 %

5.1.3 Método de la determinación de la porosidad in situ

Las pruebas de vaciado se realizaron conforme a la metodología propuesta por **Garzón-Zúñiga et al., 2003** esta prueba tiene como propósito determinar in situ la porosidad (%Porosidad) de los materiales filtrantes:

Procedimiento para las pruebas de vaciado:

5.1.3.1 Columnas de pruebas

Se trabajó con dos columnas de prueba de material acrílico. Cada una con un orificio en la parte de arriba para permitir la colocación del material de prueba y la alimentación del agua por medio de bombas peristálticas. Las columnas tenían dispuestas válvulas de PVC conectadas en la parte inferior para el desalojo del agua.

- La Columna 1 pesó 5.0 kg vacía. Sus dimensiones: 21.6 cm de diámetro 26 cm de altura.
- La Columna 2, pesó 2.5 kg. Sus dimensiones: 14.5 cm de diámetro, 34 cm de altura.

En las fotos 15 y 16 se aprecian las dos columnas de prueba.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107



Columna de prueba 1



Columna de prueba 2

Fotos 15 y 16.-Columnas de pruebas de vaciado

5.1.3.2 Llenado de columnas

Las columnas siguiendo el siguiente procedimiento:

- Se tomó el peso de cada columna de acrílico (vacías).
- Se empacaron primero con grava triturada como base del material de empaque. Se pesó cada columna con la grava. Peso Inicial, (PI en gramos).
- Se llenó la columna con agua hasta el nivel de la grava por la parte inferior, El agua se aplicó lentamente por una válvula dispuesta en la parte inferior de la columna. El llenado con el agua se hizo lentamente para prevenir la expansión de la grava y la formación de burbujas de aire con este y los otros MF.
- Se midió el agua evacuada para saber el valor de los espacios vacíos que se encuentran en el volumen del agua.
- Se puso el MF (tezontle o vermicomposta) poco a poco encima de la capa de grava, para evitar que quedaran huecos, se golpeo levemente

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

sobre una superficie suave para que se fuera acomodando el MF. Finalmente se pesó. **Peso Total (PT en gramos).**

f) Se llevaron a peso constante cápsulas vacías (**peso en gramos G1**); se colocaron las muestras de los MF en cada cápsula y se pesaron (**peso en gramos G2**); se metieron las cápsulas en la estufa por tres horas; se sacaron las cápsulas y se dejaron enfriar por una hora; Se pesaron las cápsulas con la muestra (**peso en gramos G3**); se metieron las cápsulas por 24 horas; se dejaron enfriar las cápsulas por una hora; se pesaron las cápsulas (**peso en gramos G4**).

Estos datos sirvieron de base para calcular el peso del medio filtrante húmedo; el peso seco del Medio filtrante (PS); el porcentaje de humedad; el medio filtrante seco (MS) y la Masa de agua (MA), mediante los siguientes cálculos:

a) Medio filtrante peso húmedo

$$(PH) = G2 - G1$$

b) Medio filtrante peso seco

$$(PS) = \frac{(G4 - G1) * 100}{PH} \%$$

c) Porcentaje de humedad

$$\% \text{ humedad} = \frac{[(PH - (G4 - G1))] * 100}{PH}$$

f) La columna se llenó con agua hasta la altura del material de empaque. Se dejó reposar toda la noche, para permitir que el material se asentara y salieran las burbujas de aire.

5.1.3.3 Procedimiento para la determinación de los espacios vacíos en los biofiltros con respecto al flujo de salida.

El volumen de agua que se encontró en la columna se vació y se midió el volumen acumulado en intervalos de tiempo fue de: 1, 2, 4, 15, 30, 60, 120, 240,

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

420 y 1440 minutos. La duración de cada una de las pruebas fue de 1440 minutos y se repitió tres veces para cada uno de los MF.

Para determinar el volumen de los espacios vacíos se utilizó el volumen de agua obtenido de las pruebas de vaciado de cada intervalo de tiempo graficando la siguiente ecuación:

$$Q = \frac{\Delta \text{ volumen acumulado}}{\Delta \text{ Intervalo de tiempo}}$$

a) Determinación del volumen de agua retenida al final de las pruebas de vaciado

Después de las pruebas de vaciado se tomó una muestra de material húmedo y se colocó en una cápsula de porcelana a peso constante, se pesó, se secó en la estufa por 3 horas se tomó el peso, se volvió a tomar el peso a las 24 horas en la estufa y se pesó nuevamente, se determinó: masa del material húmedo.

b) Determinación de la masa del medio filtrante húmedo MMH

La masa del medio filtrante se calculó con la siguiente ecuación:

$$MMH = \frac{(PT \text{ g} - PI \text{ g}) * PS \text{ g}}{100}$$

Donde:

PT = Peso total = peso reactor + grava + medio filtrante

PI = Peso inicial = peso del reactor + grava

PS = Medio filtrante peso seco

Volumen de agua real acumulado (VR mL), MF húmedo (PH g); MF seco (MS); Masa de agua (MA g); % humedad al final; g agua/ g de MF (VM) y volumen de agua retenido (VAR). En la tabla se presentan los valores obtenidos en las pruebas de vaciado de los MF.

5.2.-Resultados de la determinación de las características de los materiales filtrantes

5.2.1 Característica de los materiales filtrantes

En la tabla 10 se presentan las características de los materiales filtrantes. En el VP (diámetro de partículas 12.7-25 mm) se usó un tezontle con una granulometría un poco mayor a la del tezontle del Vfam (diámetro de partículas 12.7-19.05 mm). El menor tamaño de partículas lo encontramos en la vermicomposta (>5 a <10 mm). La densidad aparente fue mayor en el tezontle que se usó en el Vfam, (0.76 gr mL^{-1}). Para el Vfam por el volumen de tezontle que se ocupó en el vermifiltros se compro una granulometría comercial denominada “en breña” que se usa para caminos. La DA menor fue de la vermicomposta (0.59 gr mL^{-1}). La vermicomposta provenía de un módulo donde se tratan por vermicomposteo lodos residuales provenientes de la planta de tratamiento de aeración extendida del IMTA, (STAR-IMTA), más residuos del comedor del Instituto y hojas secas de *Ficus*, sp., el tratamiento se hace con lombrices de tierra del género *Eisenia*, sp.

La diferencia de granulometría y la disposición de estas capas dentro de los vermifiltros van a propiciar por un lado que se facilite el paso de agua por las capas con mayor diámetro de partículas (tezontle) y por otro que las partículas en suspensión queden retenidas en la capa que presenta menor diámetro de partículas (vermicompostas), aunque también en esta capa se puede retener el agua en exceso y provocar problemas de colmatación.

En el caso de los materiales analizados el mayor porcentaje de porosidad se encontró en la vermicomposta (74 %) y en el tezontle del VP (71 %), estos tienen valores que están dentro del rango de suelos turbosos (75-90%). El tezontle del Vfam, tuvo un valor dentro del rango de suelos pesados (50-65%) de acuerdo a los criterios de Constantino (1970).

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 10.-Densidad aparente y real de los materiales de empaque

Material	Granulometría	Densidad aparente DA	Densidad real DR	Porosidad Pt	Interpretación
	mm	gr mL ⁻¹		%	
Tezontle vermifiltro piloto	12.7 - 25 mm	0.68	2.36	68	DA <1 gr mL ⁻¹ suelos orgánicos y volcánicos
Tezontle vermifiltro familiar	12.7.-19.05	0.76	1.76	76	
Vermicomposta	(>5 a <10)	0.52	2.015	52	

5.2.2 Determinación de las pruebas de vaciado en los materiales filtrantes

En las tablas y gráficos que se presentan a continuación se proporcionan los valores obtenidos en las pruebas de vaciado para cada uno de los MF en este estudio.

En la tabla 11, se presenta la prueba de vaciado con los resultados de filtración para el tezontle utilizado en el VP. En la figura 12 se presenta el comportamiento de la curva teórica del volumen de los espacios vacíos versus caudal.

Tabla 11.-Prueba de vaciado para el tezontle del VP

Vermifiltro piloto, granulometría >12.7 mm < 25 mm			
Tiempo	Volumen	Volumen acumulado	Q salida
min	mL	mL	L/d
1	2525	2525	3636
2	63	2588	90.72
4	66	2654	47.52
15	100	2754	13.09
30	48	2802	4.61
60	47	2849	2.26

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

120	44	2893	1.06
240	41	2934	0.49
420	26	2960	0.21
1440	35	2995	0.05
	2995		

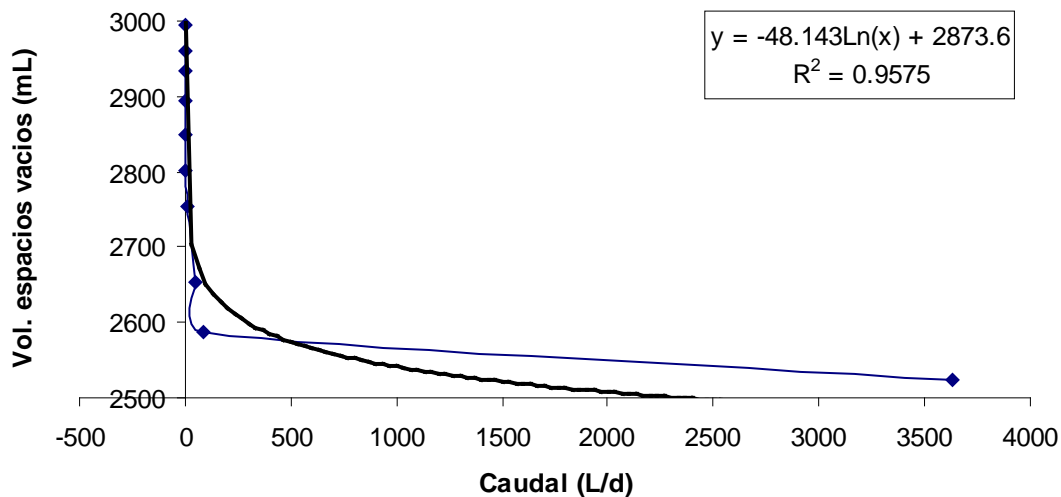


Figura 12.-Volumen de espacios vacíos contra el caudal del tezontle usado en el VP

En la tabla 12, se presenta la prueba de vaciado con los resultados de filtración para el tezontle utilizado en el Vfam. En la figura 13 se presenta el comportamiento de la curva teórica del volumen de los espacios vacíos versus caudal.

Tabla 12.-Prueba de vaciado para el tezontle del Vfam

Tiempo	Volumen	Volumen acumulado	Q salida
min	mL	mL	L/d
1	3034	3034	4368.96
2	51	3085	73.44

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

4	62	3147	44.64
15	101.8	3248.8	13.33
30	47	3295.8	4.51
60	43	3338.8	2.06
120	40	3378.8	0.96
240	37	3415.8	0.44
420	28	3443.8	0.22
1440	41	3484.8	0.06
	3484.8		

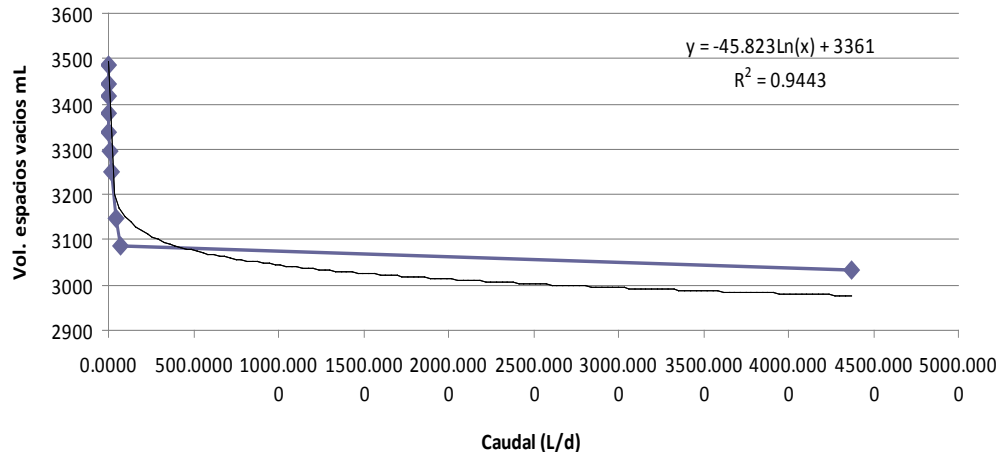


Figura 13.-Volumen de espacios vacíos del tezontle contra el caudal usado en el Vfam

En la tabla 13, se presenta la prueba de vaciado con los resultados de filtración para la vermicomposta utilizada en el VP y Vfam. En la figura 14 se presenta el comportamiento de la curva teórica del volumen de los espacios vacíos versus caudal.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 13.-Prueba de vaciado para la vermicomposta

Tiempo	Volumen	Volumen acumulado	Q salida
min	mL	mL	L/d
1	454	454	653.76
2	93	547	133.92
4	86	633	61.92
15	165	798	21.60
30	81	879	7.78
60	77	956	3.70
120	74	1030	1.78
240	67	1097	0.80
420	57	1154	0.46
1440	140	1294	0.20
	1294		

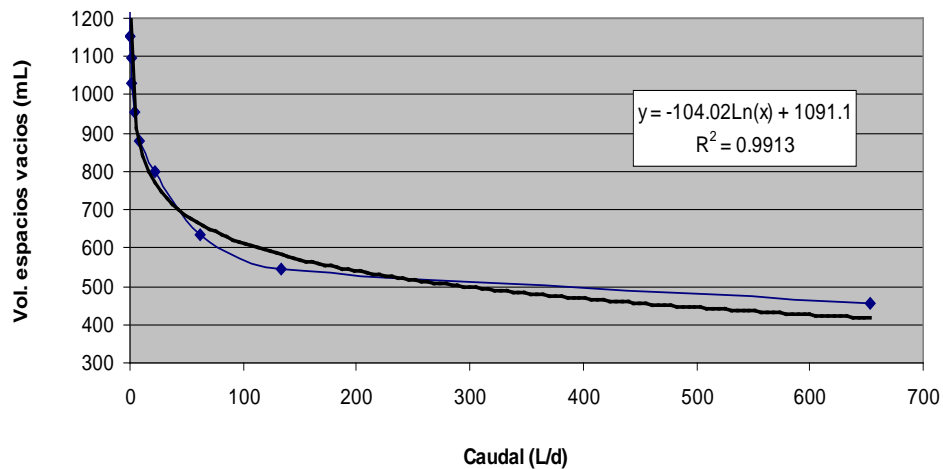


Figura 14.- Volumen de espacios vacíos de la vermicomposta

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

5.2.2 1 Determinación de la porosidad in situ de los materiales filtrantes

Para la determinación de la porosidad in situ de los materiales filtrantes se tomaron en cuenta los datos generados en las pruebas de vaciado respecto a los volúmenes de agua drenada, porcentaje de humedad retenido en los materiales y peso del material filtrante, los resultados se presentan en la tabla 14.

Como se puede observar el tezontle obtuvieron valores bajos en la microporosidad (tezontle VP 611 mL y Vfam 825 mL), la vermicomposta obtuvo un valor alto (3145 mL), por lo que este material se va a encargar de retener las partículas más pequeñas contenidas en el agua residual. Los valores de macroporosidad más altos se obtuvieron con el tezontle (VP 3606 mL y Vfam 4310) y el valor más bajo la vermicomposta, lo que significa que se va a obtener un buen drenaje en el tezontle y que puede presentar problemas de drenaje la vermicomposta. Al final el porcentaje de porosidad más alto se alcanzó con el Vfam (77%) y el menor porcentaje lo obtuvo la vermicomposta (47%).

La correcta combinación y disposición de estos materiales nos va a proporcionar un buen empaque para los vermifiltros.

Tabla 14. Determinación de porosidad in situ

Características	Unidades	Tezontle VP	Tezontle Vfam	Vermicomposta
Microporosidad (% humedad en el material x el peso del material filtrante)	mL	611	825	3145
Macroporosidad (Volumen total del agua drenada)	mL	2995	3485	1294
Porosidad total		3606	4310	4439
Vreactor	mL	5614	5614	9527
Porosidad	%	64	77	47

5.2.2.2 Determinación del tiempo de retención

Para calcular el tiempo de retención hidráulico de los materiales filtrantes (MF) se usaron los datos generados en las pruebas de vaciado: caudal, tiempo total de la prueba, volumen total drenado, volumen de cama de MF en la columna de prueba y volumen de cama de MF en cada reactor. Los resultados se muestran en la tabla 15. Como se puede observar el tiempo de retención más largo se obtuvo con la vermicomposta (0.57 días) y el más bajo con el tezontle del VP (0.23 días).

Tabla 15. Determinación del tiempo de retención hidráulica (TRH) en los materiales filtrantes (MF)

Material filtrante (MF)	Tiempo de retención hidráulico (TRH) Días
Tezontle Vermifiltro piloto VP	0.23
Tezontle Vermifiltro familiar Vfam	0.28
Vermicomposta	0.57

6.-INSTALACIÓN DE LOS MATERIALES FILTRANTES EN LOS VERMIFILTROS

6.1 Materiales filtrantes

6.1.1 Tezontle

El Tezontle es una roca volcánica, constituida principalmente por bióxido de hierro.

La roca volcánica o tezontle es uno de los sustratos más usados en el crecimiento de plantas en vivero y en la producción de hortalizas ya que posee excelentes características de filtrabilidad, (**Baca, et al., 1991**). El tezontle es un material inerte químicamente, tiene un pH cercano a la neutralidad, su capacidad de intercambio catiónico es muy baja. Presenta un buen comportamiento en la aeración, retención de humedad que varía con el diámetro de las partículas. Está

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

libre de partículas tóxicas y tiene una buena estabilidad física (**Bastida, 1999**). Además es un sustrato de bajo costo de adquisición (**Castellano y Vargas-Tapia, 2003**).

El tezontle tiene una proporción variable de porosidad ocluida, la cual se define como el volumen de poros cerrados que no tienen conexión con los poros externos y son los espacios que no pueden ser ocupados por agua y por lo tanto no interviene en la relación agua-aire del sustrato. El beneficio de este tipo de porosidad es que disminuye la densidad aparente del tezontle y facilita su manejo (**Lemaire et al., 2003**). Al respecto, **Burés et al., (1997)** reportaron que en algunos casos se complica correlacionar el tamaño de partícula con algunas propiedades hídricas de los sustratos debido a la presencia de porosidad interna (porosidad ocluida) ya que ésta no permanece constante en los diferentes tamaños de partícula. Es un material muy económico. Existe tezontle rojo, negro y amarillo.

El tezontle tiene una textura porosa y una densidad de entre 1.2 y 1.6 g cm⁻¹. Su color es usualmente rojo anaranjado y negro, pudiendo encontrarse también en algunas variedades de amarillo rojizo. Las principales propiedades del Tezontle es que conserva el calor pero es importante destacar que es impermeable pero no funciona como buen aislante.

Los principales usos del Tezontle son: para múltiples trabajos de albañilería, también se utiliza el Tezontle en la construcción de hornos, como para preparar barbacoa, o para la elaboración de pan. El Tezontle también puede utilizarse al ser molido para rellenar de calles de terracería. Un uso común es como elemento para el acabado de la fachada en la construcción de casas habitación.

Recientemente el Tezontle es utilizado en la jardinería para dar un acabado estético y para conservar la humedad de las plantas al momento de regarlas.

Al ser el Tezontle una roca muy ligera se utiliza para rellenar aquellos espacios que no puedan o no se quiera que pesen mucho. El costo del tezontle lo determinan muchos factores, el precio de extracción y la ubicación de la mina son algunos de ellos.

Es muy abundante en el eje Neovolcánico que es una cadena de volcanes ubicada en México, se extiende de costa a costa en 880 kilómetros, cerca del paralelo 19° N, desde las islas Revillagigedo en el Océano Pacífico hasta el Golfo de México, y pasa por los estados de: Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán,

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Guanajuato, Querétaro, México, Hidalgo, Distrito Federal, Morelos, Tlaxcala, Puebla y Veracruz, en la región de Los Tuxtlas. En la figura 16 se observa la distribución territorial de la zona volcánica en México.



Fuente: INEGI, 2011

Figura 15.-Eje Neovolcánico de México

6.1.2 Vermicomposta

La vermicomposta provenía de un módulo donde se tratan por vermicomposteo lodos residuales provenientes de la planta de tratamiento de aeración extendida del IMTA, (STAR-IMTA), más residuos del comedor del Instituto y hojas secas de *Ficus, sp.*, el tratamiento se hace con lombrices de tierra del género *Eisenia, sp.* El contenido de humedad es de 70%, pH de 6.4, CE de 710 $\mu\text{s}/\text{cm}$, materia orgánica 60%, CIC de 40 meq 100 ml^{-1} . Contenido de nitrógeno de 1.35%. Fósforo total 324 mg L^{-1} .

6.1.3 Granulometría de la grava triturada

Se utilizó grava triturada con el propósito de evitar que el agua se acumule en la base de los vermifiltros. La granulometría fue diferente en cada uno de los vermifiltros debido a sus dimensiones, la granulometría utilizada fue:

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Vermiltro piloto (VP) base de grava con una granulometría de >6.3 mm a < 12.7 mm.
- Vermifiltro familiar (Vfam) base de grava cribada en malla de 19.05 a 25.4 mm.

En la foto 17 se observa la grava que se colocó en el fondo del vermifiltro familiar.



Foto 17.-Capa de grava triturada como base del vermifiltro de la casa habitación

En las fotos 18 a 20 se puede observar la capa de grava y el tezontle dispuestos en el vermifiltros piloto.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107



**Fotos 18 a 20.-Distribución de materiales filtrantes en el vermifiltro piloto
capa de grava triturada y tezontle rojo**

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

6.2 Distribución de los materiales filtrantes en los vermifiltros

En la tabla 17 se observa las características y distribución de los materiales filtrantes en los vermifiltros (VP y Vfam). En el VP se colocó una capa de grava triturada (0.29 m altura y 36 kg peso), seguido de una capa de tezontle rojo (0.34 m altura y 88.4 kg de peso), finalmente una capa de vermicomposta (0.20 m altura y 35 kg de peso). El Vfam estuvo compuesto de una capa de grava triturada (0.25 m de altura y 360 kg de peso), seguida de una capa de tezontle en breña (0.50 m de altura y 480 kg de peso), finalmente una capa de vermicomposta (1.0 m de altura y 404 kg de peso):

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 16. Distribución y características de los materiales filtrantes en los vermifiltros (VP y Vfam)

Material Filtrante	Granulometría	Altura del medio filtrante	Volumen	Densidad Aparente	Densidad Real	Porosidad	Peso
	diámetro mm	m	m ³	gr mL ⁻¹		%	kg
Vermifiltro piloto							
Grava triturada	>6.3 a < 12.7	0.29	0.024				36.0
Tezontle rojo	>12.7 a 25<	0.34	0.081	0.68	2.36	71 met. Probeta 64 met. Porosidad in situ	88.4
Vermicomposta	>5 a < 10	0.20	0.048	0.59	2.015	74 met. Probeta 47 Porosidad in situ	35.0
Volumen y Peso total		0.83	0.153				159.4
Vermifiltro familiar							
Grava triturada	19.05 a 25.4	0.25	0.24			50	360.0
Tezontle rojo en breña	12.7.-19.05	0.50	0.44	0.76	1.76	57 met. Probeta 77 Porosidad in situ	480.0
Vermicomposta	>5 a < 10	1.0	2 .0	0.59	2.015	71 met. Probeta 47 Porosidad in situ	404.0
Volumen y Peso total		1.75	2.68				1,464.0

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

En las fotos 21 y 23 podemos apreciar la instalación de la grava triturada y el tezontle en una celda del vermifiltros de la casa habitación.

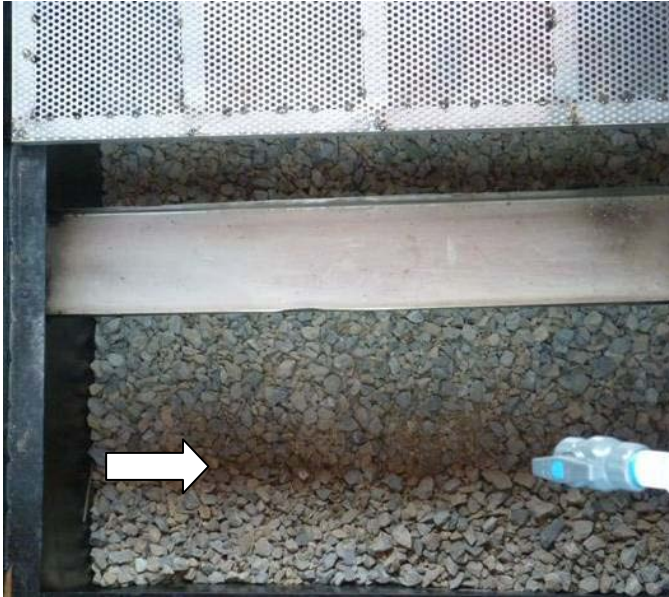


Foto 21.-Capa de grava triturada en el Vfam



Fotos 22 y 23.-Empaque de tezontle en vermifiltros unifamiliar

7.-EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES DE *Eisenia sp.*

La distribución de los diferentes estratos de la población en el tiempo y espacio permitió evaluar los factores que fueron restrictivos para el crecimiento de *Eisenia, sp.*, durante el proceso de vermifiltración en los en los tres reactores evaluados: vermifiltro piloto (VP); columna con vermicomposta (CV) y vermifiltro familiar (Vfam).

7.1 Metodología para la evaluación del comportamiento de *Eisenia, sp.*

7.1.1 Determinación de la densidad de población

Con el propósito de llevar un registro del comportamiento y crecimiento de la población, se tomaron muestras de la población de lombrices. Estas muestras se tomaron al inicio y posteriormente cada semana durante toda la evaluación. Las muestras se extrajeron con un extractor elaborado con un marco de madera en el que quedaron insertos clavos de hierro, las dimensiones del extractor son de: ancho 0.073 m x 0.077 m de largo; con estas dimensiones se obtuvo un área por cada segmento extraído de 0.0056 m², foto 24.

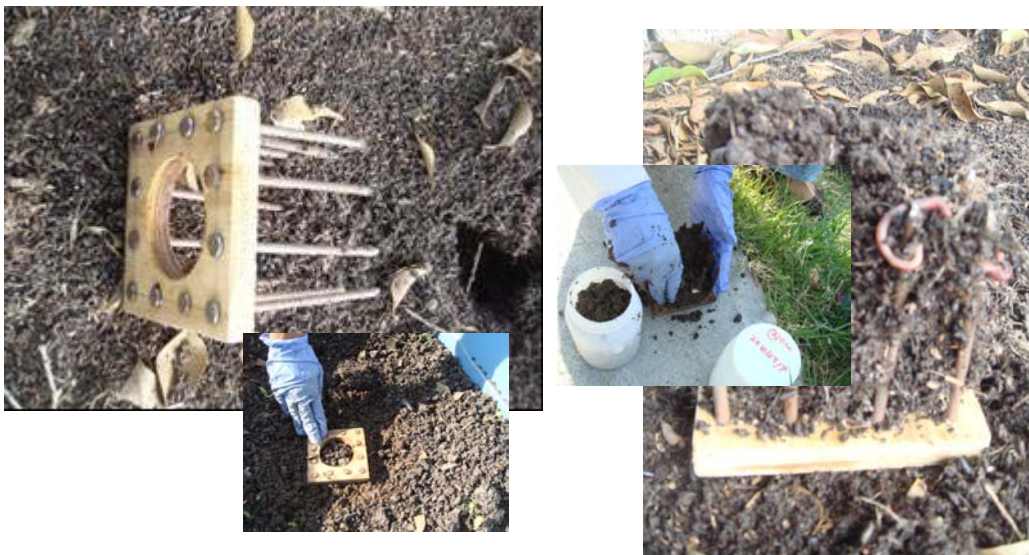


Foto 24. Medición de la densidad de *Eisenia, spp.*

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Con los registros de los individuos de la población se calculó la densidad nominal de acuerdo a la metodología propuesta por Schuldt, (2004), con el siguiente método de cálculo:

$$\text{a) Número de lombrices} = \frac{\text{Número de lombrices} \times \text{área del lecho } m^2}{\text{Área del extractor } m^2}$$

$$\text{b) Densidad} = \frac{\text{Número de lombrices}}{m^2}$$

En el vermifiltro piloto el área ($VP = 0.86 \text{ m}^2$), se dividió en cuatro cuadrantes y en cada uno se tomaba una muestra, la cual era extraída y se contaban los individuos presentes, foto 25.

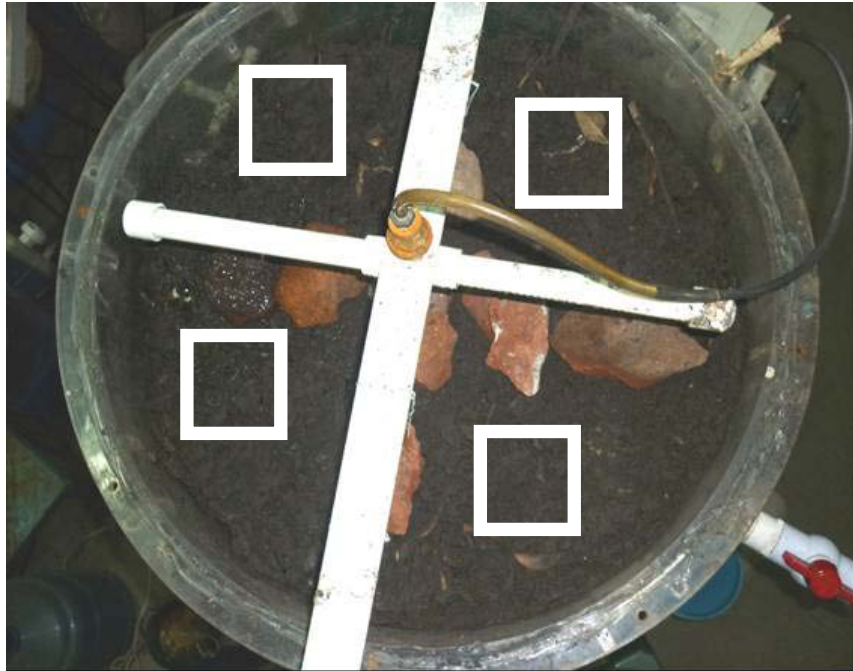


Foto 25. Cuadrantes de muestreo para la extracción de muestras de la población de *Eisenia, sp.*, en el vermifiltro piloto

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales Proyecto TC-1107

En la columna con vermicomposta debido a su área pequeña ($CV = 0.34 \text{ m}^2$), sólo se extrajo una muestra en cada uno de los muestreo.

El vermifiltro familiar se dividió en cuatro cuadrantes a lo largo de toda su superficie (2 m^2) y en cada uno se extrajo una muestra, foto 26.



Foto 26. Cuadrantes para el muestreo de *Eisenia, sp.*, marcados en el vermifiltro familiar

En las muestras se contaron las lombrices adultas (cliteladas), las juveniles (sin clitelo) y cocones (cada cocón se registró como una lombriz).

7.1.2 Metodología para el pesaje de las lombrices

La biomasa de la lombriz se midió a través del peso promedio individual, el procedimiento metodológico fue el siguiente:

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- 1.-Después de contar el número de lombrices extraídas en el muestreo, se enjuagaron con agua para remover todas las partículas de tierra de su cuerpo.
- 2.-Las lombrices se colocaron en un vaso de precipitado con un poco de agua destilada, el cual se taró previamente. El agua era para evitar que se desecaran.
- 3.-Se pesaron en una balanza analítica y se registro el peso promedio individual en mg lombriz, (Cardoso, 2010).

El Peso Promedio Individual se determina con la siguiente ecuación:

$$PPI = \frac{\sum pL}{\#L}$$

Donde:

PPI peso promedio individual

$\sum pL$ peso total de las lombrices encontradas en la muestra.

$\#L$ = Número total de lombrices encontradas en la muestra.

7.2 Resultados

En la tabla 18 se presenta la densidad inicial y final de la población de *Eisenia*, sp., en los tres reactores. Como se podrá observar hubo un incremento en la densidad de población en el vermifiltro piloto (VP) de 10,491 lombrices/m² a 12,589 lombrices m⁻² (20% más de la población original), así como un incremento en el peso de 5 a 10 kg m⁻². De igual forma en el vermifiltro familiar (Vfam) se incrementó la población de 3,125 lombrices/m² a 4,464 lombrices m⁻² (43% más de la población original), y un ligero incremento en el peso de 1.90 kg m⁻² a 2.34 kg m⁻². En la columna con Vermicomposta (CV) disminuyó en un 62% el número de lombrices, de 30,715 lombrices m⁻² a 18,929 lombrices m⁻² y el peso disminuyó en un 14.28%, de 14 a 12 kg m⁻², en este caso se presentó mayor competencia por el espacio y los nutrientes y la población disminuyó en mayor proporción.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 17. Densidad inicial de la población de *Eisenia, sp.*, en los reactores

Reactores	Valores iniciales		Valores finales	
	Número de lombrices m ⁻²	kg lombrices m ⁻²	Número de lombrices m ⁻²	kg lombrices m ⁻²
Vermifiltro piloto (VP)	10,491	5	12,589	10
Columna de vermicomposta (CV)	30,715	14	18,929	12
Vermifiltro familiar (Vfam)	3,125	1.90	4,464	2.34

En las tablas 1 a 5 del Anexo 1, se presenta el conteo de la población de lombrices llevados a cabo por medio de muestreos semanales y divididos de acuerdo a los flujos de agua residual que alimentaban cada reactor. Se proporcionan datos de densidad de lombrices, kilogramo de lombriz por metro cuadrado, número de individuos por cuadrante de muestreo; la sumatoria de individuos (\sum individuos); sumatoria de poblaciones (\sum Poblaciones) por estratos; el porcentaje de cada estrato con relación a la población total (% Estratos de población) y el peso promedio individual (PPI).

En la figura 17 se advierte el comportamiento de la población de *Eisenia, sp.*, a través del tiempo de evaluación con diferentes flujo de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto) en el Vermifiltro Piloto (VP). Como se puede apreciar las proporciones relativas de estos segmentos poblacionales cambiaron con el tiempo. El estrato de las lombrices adultas disminuyó drásticamente y en la quinta semana sólo se registró un ejemplar. Este decremento en el número de lombrices adultas refleja una falta de alimento, ya que las lombrices que se inocularon en los reactores provenían de un módulo de vermicomposteo que se alimenta con lodo residual y hojas de Ficus, sp., este alimento fresco presenta un alto contenido de materia orgánica y nutrientes en los que prolifera una gran cantidad de microorganismos que son el alimento de las lombrices. En las siguientes semanas se registró un incremento en el estrato de las formas juveniles, esto se explica debido a que las adultas perdieron su clitelo y por lo tanto se contabilizaron como juveniles, debido a que ya no se podían distinguir ambos estratos.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

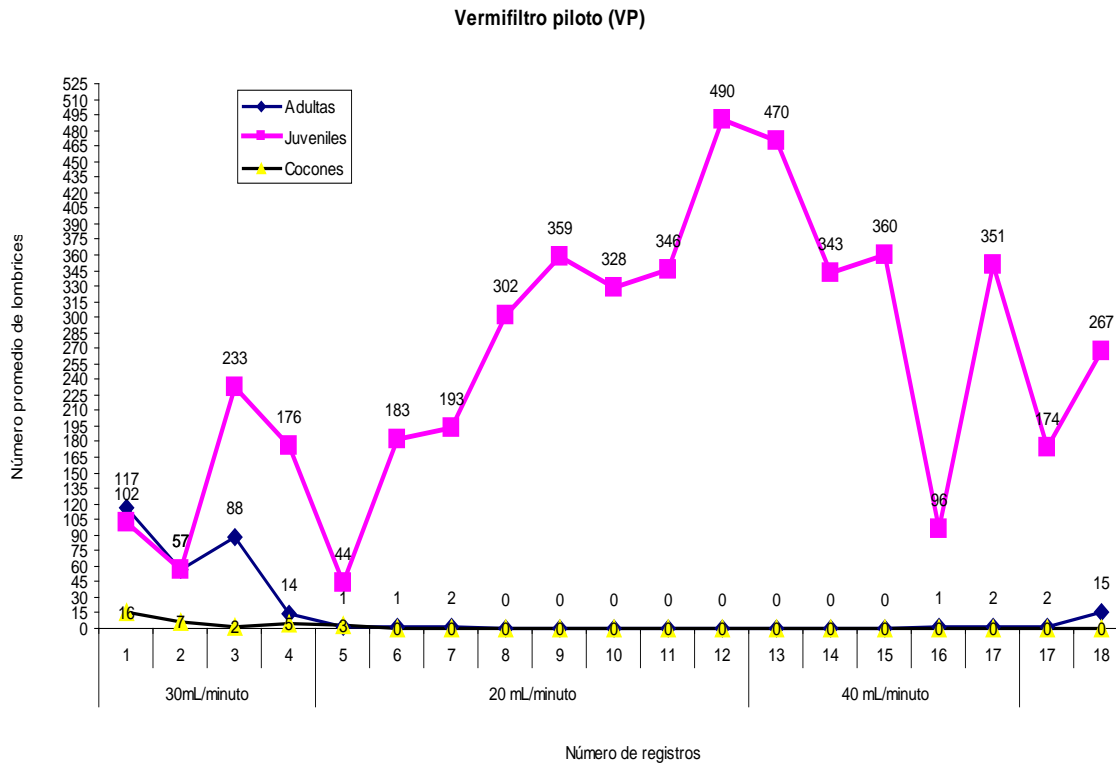


Figura 17. Comportamiento de una población de *Eisenia, sp.*, en el Vermifiltro Piloto (VP) con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto)

En la figura 18, se observa el comportamiento de peso promedio individual de lombrices *Eisenia, sp.*, con tres flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto), en el VP.

Desde la sexta semana desciende paulatinamente el peso promedio individual de las lombrices, esta pérdida de peso es debido a que las lombrices con mayor peso son las cliteladas y estas perdieron el clitelo por deficiencia de alimento. En la 15ª. Semana a las lombrices se les proporcionó alimento sólido consistente en lodo residual (4.5 kg) y residuos orgánicos (1.0 kg), esto se reflejó en un incremento sustancial en el peso promedio individual de 178 mg lombriz a 792 mg

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

lombriz (344%), pero un ligero incremento en el número de lombrices adultas de 0 a 15 lombrices.

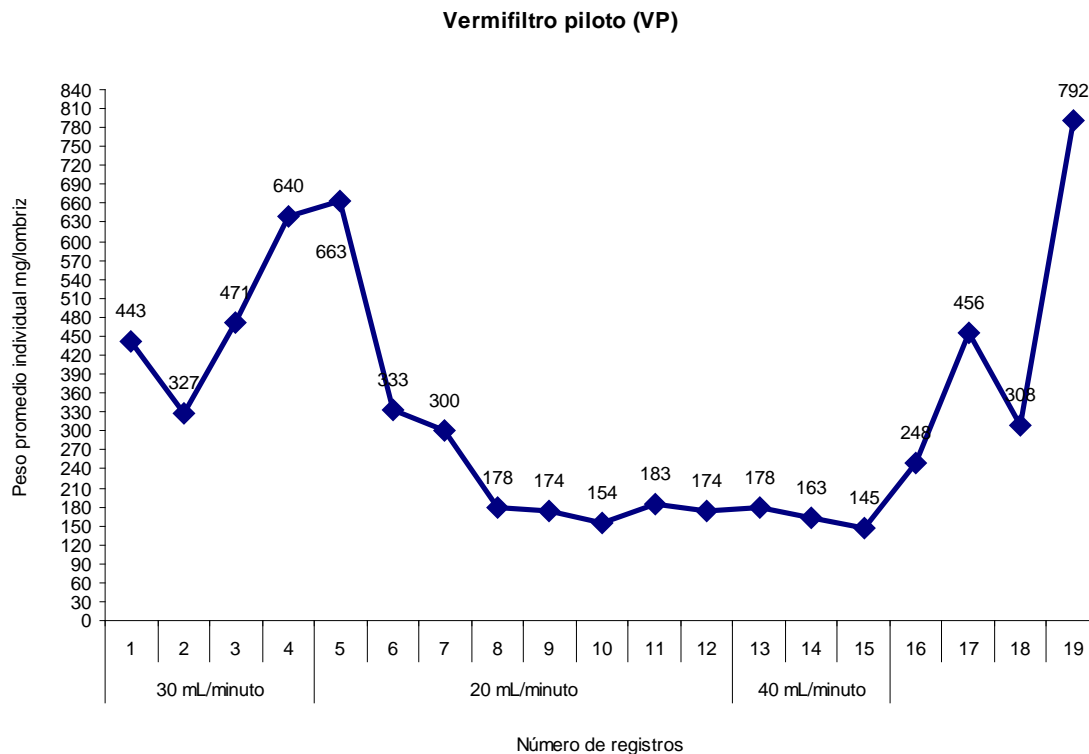


Figura 18.-Comportamiento de peso promedio individual de *Eisenia, sp.*, en el Vermifiltro Piloto (VP) con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto)

El comportamiento de la población de *Eisenia, sp.*, en la columna con Vermicomposta fue similar, a la 3ª semana disminuyó drásticamente el número de lombrices cliteladas de 84 a 0, en la semana 6 sólo quedó una lombriz clitelada y no se volvieron a registrar hasta la 16ª semana después de que se le colocó también alimento sólido (848 g lodo residual y 128 g residuos orgánicos), figura 19.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

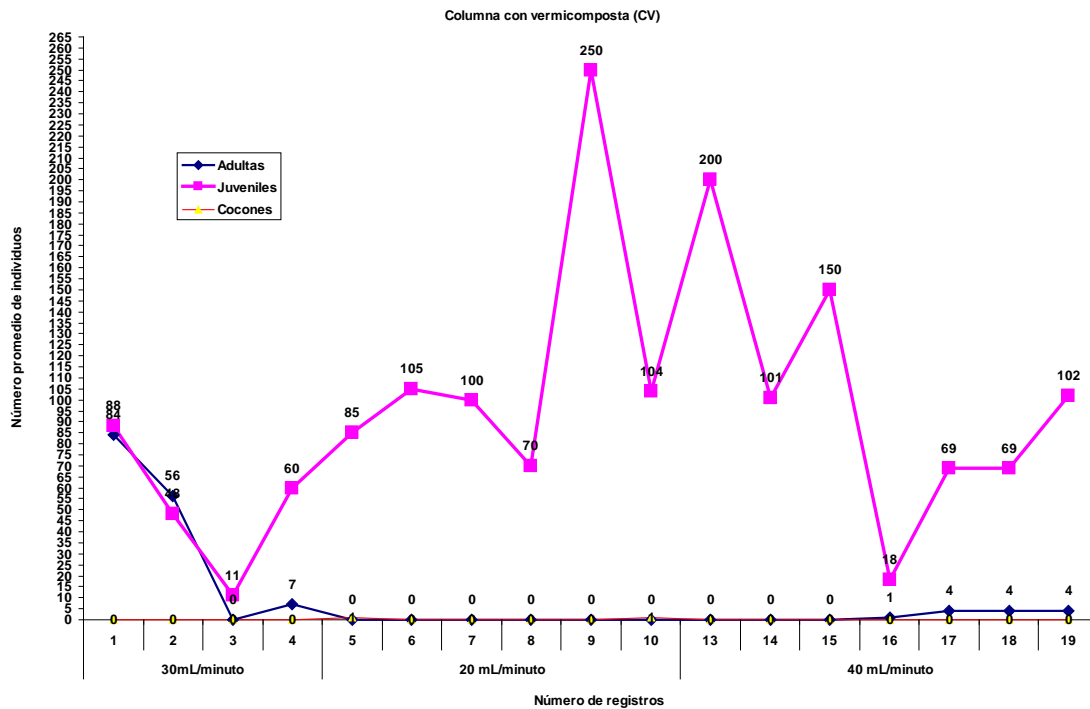


Figura 19. Comportamiento de *Eisenia sp.*, en la Columna de Vermicomposta (CV) con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto)

El aumento del número de lombrices adultas provocó que se aumentara al igual que en el VP, el PPI, a partir de la 15^a semana, figura 20.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

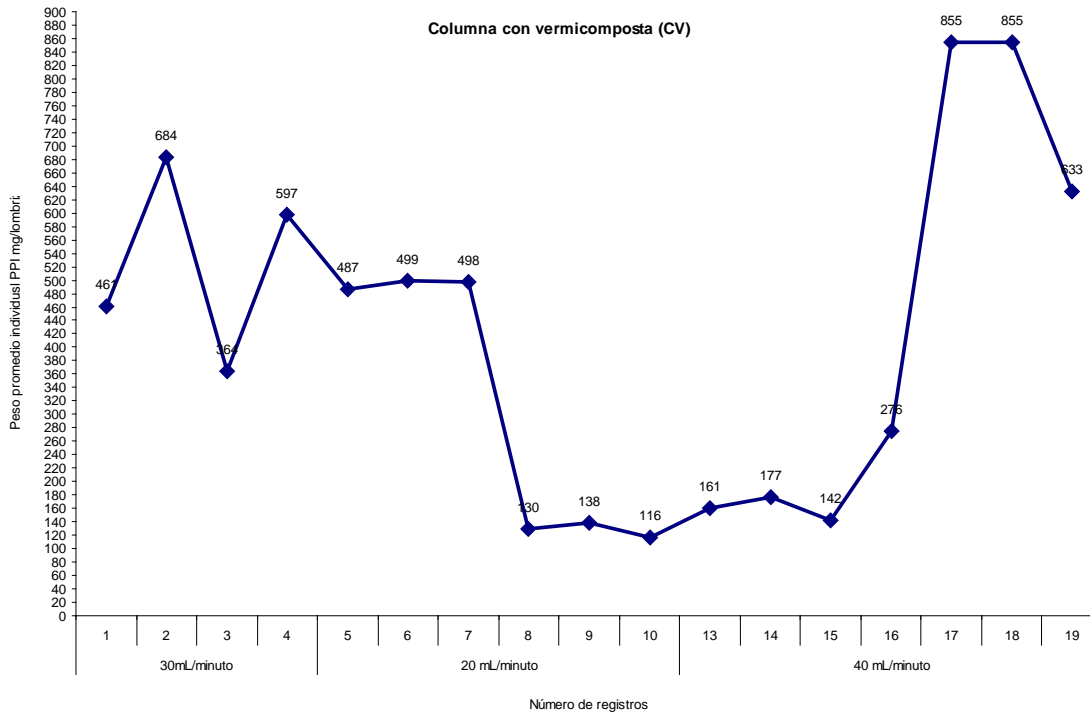


Figura 20. Comportamiento del peso promedio individual de *Eisenia, sp.*, en la Columna de Vermicomposta con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL/minuto)

En el vermifiltro familiar (Vfam), en los registros que se tuvieron se observó un decaimiento en la producción de huevos de 4 huevos registrados en el primer muestreo a 0 en el segundo. Sin embargo las lombrices adultas no han disminuido considerablemente. La presencia de lombrices juveniles ha sido variable de 0 al inicio subió a un número promedio de 50 y ha seguido una tendencia a la disminución hasta llegar a un promedio de 20 lombrices, figura 21.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

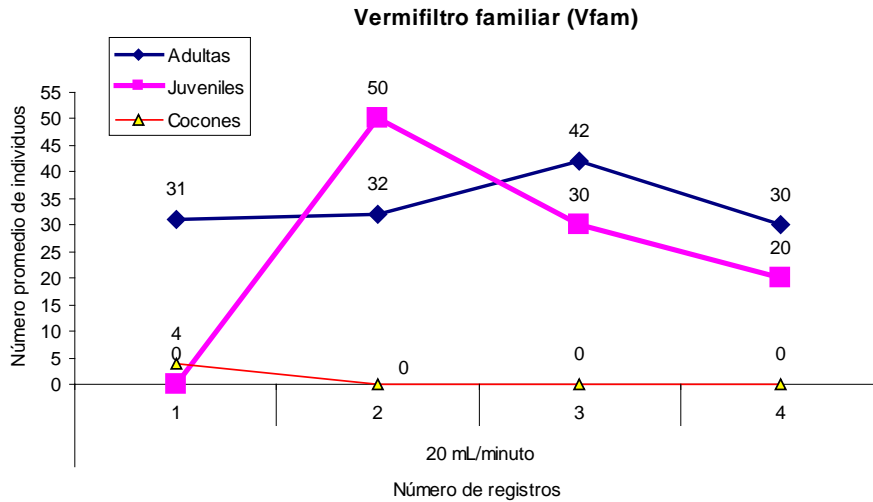


Figura 21.-Comportamiento de una población de *Eisenia sp.*, en el Vermifiltro Familiar (Vfam) con un flujo intermitente de agua residual de 20 mL minuto

El PPI disminuyó ligeramente de 609 mg lombriz, hasta llegar a 524 mg lombriz que fue el último registro hecho, figura 22.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

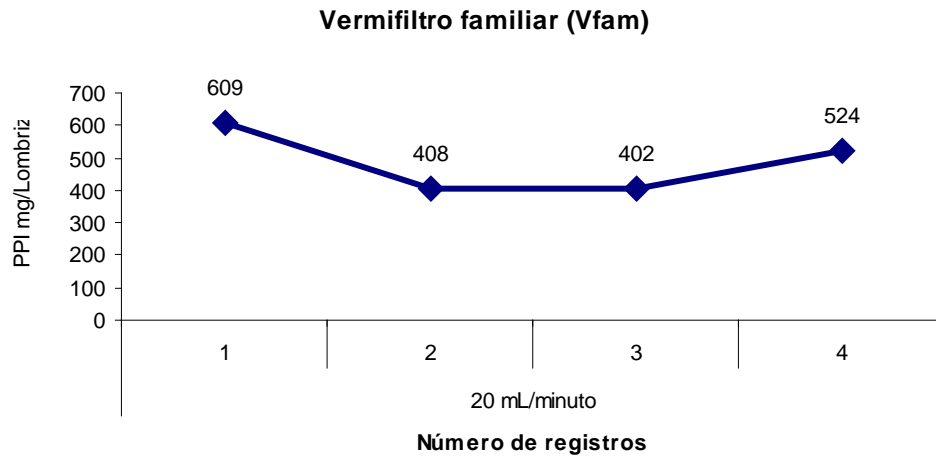


Figura 22.-Comportamiento de peso promedio individual de *Eisenia, sp.*, en el Vermifiltro familiar (Vfam) con un flujo intermitente de agua residual de 20 mL minuto)

7.3 Discusión de los resultados

Las poblaciones de *Eisenia, sp.*, permanecieron con vida en todos los reactores. Debido a que el agua residual tiene poca carga orgánica y nutrientes los estratos de las poblaciones sufrieron alteraciones, disminuyeron en un 100% el número de huevos; el número de lombrices cliteladas disminuyó en las primeras semanas también en un 100%. Neuhauser, *et al.* 1980 mencionan que el tipo de alimento que se ofrezca, afectará la ganancia o pérdida de peso en las lombrices. También sugieren que la disponibilidad de alimento determina el tiempo en alcanzar la madurez sexual indicando que el desarrollo del clitelo varía en relación directa a la abundancia de nutrientes. Este decremento en el número de lombrices adultas refleja falta de alimento, ya que las lombrices que se inocularon en los reactores provenían de un módulo de vermicomposteo que se alimenta con lodo residual y hojas de *Ficus, sp.*, este alimento fresco presenta un alto contenido de materia orgánica y nutrientes en los que prolifera una gran cantidad de microorganismos que son el alimento de las lombrices. De acuerdo a algunos autores existe un beneficio en el uso del material vegetal debido a que cuando se emplean restos vegetales como substratos para las lombrices, se mejoran las características

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

fisicoquímicas del substrato (García, *et al* 1999). Otro beneficio del empleo de materia orgánica vegetal, es que se obtiene en el substrato una mejor relación C:N, ya que se suple C, y se previenen las pérdidas de N por volatilización del amonio (Domínguez, *et al.* 2000). Cuando se obtienen substratos, resultantes de emplear materiales con altos contenidos de N y materiales con alto contenido de C, el balance de nutrientes y la estructura del substrato que se ofrece a las lombrices mejoran (Hernández, *et al* 2006). Un beneficio adicional de estas combinaciones es el inóculo de microorganismos que proporcionan estos materiales (Elvira, *et al.* 1998). Slejska (1996) indica que las lombrices obtienen su alimentación de los microorganismos que se desarrollan dentro de los materiales orgánicos, refiere que estudios de laboratorio han mostrado que los grupos microbiales que tienen valor nutritivo para las lombrices en orden decreciente son: hongos, protozoos, algas, bacterias y actinomicetes. Ante esto es necesario determinar los beneficios de incluir otros residuos orgánicos para elevar la cantidad de nutrientes que el agua residual de tipo casero pueda contener.

El número de las lombrices juveniles se incrementó porque a ellas se sumaron las lombrices adultas que perdieron su clitelo (estado de regresión), de acuerdo con Shuldt, *et al.* (2005) esta condición puede ser reversible al proporcionarles alimento fresco. Para llegar a conocer cual es la proporción de la población afectada por este fenómeno se recomienda que las muestras de población se sometan a una metodología más detallada como la marcada en Hernández, *et al*, 2006 que proponen que para poder determinar el estado de regresión de las lombrices se debe evaluar el comportamiento reproductivo por separado de algunos ejemplares, pueden ser los que se extraen durante los muestreos, evaluar la capacidad de reproducción durante un determinado tiempo, contar el número de cápsulas/lombriz/día que puedan producir estos ejemplares, sin proporcionales alimento fresco.

El PPI descendió ya que las lombrices al perder el clitelo tuvieron menor talla y peso. Se considera que el peso del clitelo es de 0.25 g y corresponde a animales con una talla de 2 a 3 cm de longitud aproximadamente (Schuldt, 2005). La falta de carga orgánica en el agua fue por lo tanto fue una limitante para el desarrollo de *Eisenia, sp.*, en todos los reactores y afectó principalmente a los estratos reproductivos de la población. Esto también se constató en forma práctica en la última etapa de la evaluación ya que en el momento en que se les agregó alimento sólido las lombrices comenzaron a transformarse a formas cliteladas y el PPI incrementó considerablemente.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

El tener que adicionar materia orgánica sólida a los vermifiltros representa también una oportunidad para el tratamiento por lo menos de una parte de los desechos orgánicos que se generan por familia, pero se tienen que establecer a escala piloto y en el vermifiltro familiar las dosis adecuadas de alimentación con estos desechos para poder establecer las recomendaciones de operación.

La densidad de la población también jugó un papel limitante ya que el reactor con mayor densidad (30,715 lombrices/m²) fue la Columna con Vermicomposta (CV), y presentó al final una menor densidad de población (18,929 lombrices/m²). De acuerdo a Shuldt (2004), cuando la densidad de un cultivo es alta, la talla de las lombrices puede descender y si falta alimento muchas lombrices en estado reproductivo, pierden el clitelo. Otros autores mencionan que una vez que las lombrices han consumido la materia orgánica presente en el medio tienden a disminuir en número y a perder el clitelo y que se puede tomar como una evidencia que casi todo el substrato ha sido consumido y será necesario adicionar más con el objeto de mantener el crecimiento y desarrollo reproductivo de las lombrices contenidas en él, (Sainz et al 2000).

8.-EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DEL PROCESO DE VERMIFILTRACIÓN CON AGUA RESIDUAL INDUSTRIAL Y MUNICIPAL

8.1 Metodología analítica

Los métodos analíticos utilizados durante este estudio se presentan en la tabla 1.

8.2 Métodos convencionales

Con estos métodos avalados por normas mexicanas (NMX) se analizaron las muestras puntuales en los diferentes reactores, ver tabla 19. En el vermifiltro piloto (VP) se tomó una muestra del influente y del efluente de cada una de las etapas de estudio. En el vermifiltro familiar (Vfam) se tomó sólo una muestra del influente y otra del efluente.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 18.-Metodología analítica para el estudio del influente y efluente de vermifiltros

	Parámetro	Método analítico	Referencia
1	DQO	Método de refluo abierto.	Método 5220-C. "Chemical Oxygen Demand" "Closed Reflux, Colorimetric Method", American Public Health Association, "Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater", American Public Health Association, United States of America, Washington, DC 20005, 19th Edition 1995, pp. 5-12,5-16. Determinación de la demanda Química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.-NMX-AA-30-SCFI-2001. Secretaría de Economía. DGN.
2	DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno	"Biochemical Oxygen Demand (BOD)", Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association. (AWWA), Water Pollution Control Federation (WPCF), 19a Ed. Análisis de agua - determinación de la demanda Bioquímica de oxígeno en aguas naturales, Residuales (dbo5) y residuales tratadas.- NMX-AA-028.SCFI-2001. Secretaría de Economía. DGN.
3	SST y SSV	Método de ignición	NMX-AA-034-SCFI-2001 2540 "Solids", American Public Health Association, "Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater", American Public Health Association, United States of America,

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

			Washington, DC 20005, 19 th Edition 1995. pp. 2-53 - 2-58. Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2001 Análisis de Agua - Determinación de Sólidos y Sales Disueltas en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas. Secretaría de Economía. DGN.
4	Nitrógeno total Kjeldhal	Método Kjeldhal	IMTA-CAQAF6-61. Norma mexicana NMX-AA-026-SCFI-2010.-Análisis de agua - medición de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaría de Economía. DGN.
6	Nitrógeno N-NH ₄	STD. MET., PART. 4500-NORG-C, EDICIÓN 20 ^a , 1988.	Method, American Public Health Association, Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF, USA, 21th Ed., 2005, pp 4-103 a 4-111. (PART. 4500-NORG-C, EDICIÓN 20 ^a , 1988. 4500-Norg B Macro-Kjeldahl)
7	Nitrógeno N-NO ₃	Método de sulfato de brucina	Determinación de nitratos en Aguas naturales, potables, residuales y Residuales tratadas. NMX-AA-079-SCFI-2001. Method 4500-NO3-, "Nitrogen-Nitrate", Standard Methods for the Examination of water and Wastewater, American Public Health Association, Washington, DC 20005, 19 th Edition., 1995, pp. 4-85 a 4-91.
8	Nitrógeno N-NO ₂	Método colorimétrico	Análisis de agua – determinación de nitrógeno de nitritos en aguas naturales y residuales – métodos de prueba. NMX-AA-099-SCFI-2006. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th Edition 1998, 4500-NO2- B Colorimetric Method.
9	Fósforo	Método de cloruro	NMX-AA-029-SCFI-2001. Análisis de aguas - determinación de

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

		estañoso	fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales Tratadas.- NMX-AA-029-SCFI-2001. Método 4500-P D, "Stannous Chloride Method", American Public Health Association, "Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater", American Public Health Association, United States of America, Washington, DC 20005, 19th Edition 1995, pp. 4-106 - 4-112.
10	Coliformes fecales	Método de tubos múltiples (numero más probable).	IMTA. CAMB6-20 NMX-AA-042 -1987.
11	Huevos de helminto	Método de detección	IMTA CAMB6-16 NMX-AA-113-SCFI-1999.
12	Turbiedad	Método turbidímetro	NMX-AA-038-SCFI-2001

8.3 Métodos de análisis no convencionales

Se midieron algunos parámetros con mayor frecuencia como DQO, nutrientes, pH, temperatura, conductividad, sólidos disueltos totales y oxígeno disuelto, mediante los procedimientos seleccionados del manual Hach sobre análisis del agua para la determinación de diferentes parámetros, tabla 20. Se analizaron muestras semanales tomadas del influente y efluente del VP, CV y Vfam.

Tabla 19.-Metodología para el estudio del influente y efluente de vermifiltros con métodos Hach

Parámetro	Método Hach	Frecuencia de monitoreo
pH	Potenciómetro 54650-60	Diario
Temperatura	Potenciómetro 54650-60	Diario
Conductividad	Potenciómetro 54650-60	Diario

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Sólidos disueltos totales	Potenciómetro 54650-60	Diario
Oxígeno disuelto	Potenciómetro 54650-60	Diario
Turbidez	Turbidímetro 2100p	Diario
Demanda química de oxígeno	Digestor y espectrofotómetro Hach	Semanal
N-NH ₃	8038 técnica Hach	Semanal
N-NH ₄	Espectrofotómetro HACH, método 8075	
N-NO ₃	8039 técnica Hach	Semanal
N-NO ₂	8153 técnica Hach	Semanal
N-total	10072 técnica Hach	Semanal
Ortofosfatos	8048 técnica Hach	Semanal
Sólidos suspendidos totales	Método gravimétrico	Semanal
Sólidos totales	Método gravimétrico	Semanal
Hach. 2000. Manual de Análisis de Agua. Segunda edición en español. Hach Company, Loveland, Colorado, EE.UU. (Procedimientos seleccionados del manual Hach sobre análisis del agua versión de la 3ª. Edición del Inglés.)		

8.4.-Resultados de la evaluación analítica

8.4.1 Caracterización de las aguas residuales

8.4.1.1 Caracterización del agua residual de la planta STAR-IMTA

Para alimentar el vermifiltro piloto (VP) y la columna con vermicomposta (CV) se usó agua residual de la planta de tratamiento del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (STAR-IMTA). El agua residual que entra a la planta proviene principalmente de los servicios sanitarios de los diferentes edificios del Instituto, comedor y laboratorios. El agua residual presentó las siguientes características promedio en muestras tomadas de enero a agosto del año 2011, tabla 21.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 20.-Características del agua residual de la planta PTAR-IMTA

Parámetros	Concentración mg L ⁻¹					
	Promedio	Mínimo	Máximo	Clasificación del agua residual		
				Fuerte	Media	Débil
DQO	298	130	541	1000	500	250
DBO ₅	142	24	270	400	220	110
SST	99	22	177	350	220	100
SSV	70	10	137	275	165	80
N-Total	54	26	92	85	40	20
N-NH ₄	37	13	65	50	25	12
NTK	52	26	92	15	8	4
N-(NO ₃ +NO ₂)	0.40	0.02	0.90	0	0	0
Fosfatos totales	5	3	8	15	8	4
CF NMP/L	1.8 x 10 ⁴	3	4.6 x 10 ⁶			
HH/L	0	0	0			
Fuente: Datos proporcionados por personal del laboratorio de la planta STAR-IMTA.				Fuente: Metcalf and Eddy, Inc.2003		

Comparando los valores obtenidos en muestras analizadas durante seis meses del año 2011 del influente de la planta STAR-IMTA con la clasificación de las concentraciones típicas del agua residual de fuerte, media y débil, que se reportan en Metcalf y Eddy, Inc. (1991) tenemos que:

La DQO tiene un valor promedio de 298 mg L⁻¹ valor superior en un 20% a un agua residual de calidad Débil. Sin embargo durante el estudio se encontraron muestras con valores de DQO cercanos al máximo (541 mg L⁻¹), que representa un valor con una clasificación de agua Media, estos valores coincidieron con la época de lluvias, por lo que se piensa que la calidad del influente se puede ver alterada por escurrimientos de lluvias que arrastran materia orgánica de los jardines.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

El valor promedio de DBO_5 del influente es más cercano a una calidad Débil 142 mg L^{-1} . Llega a tener concentraciones mínimas de 24 mg L^{-1} y altas de 270 mg L^{-1} .

La relación DBO/DQO , encontrada para el influente de la planta STAR-IMTA es de 0.48, lo que indica un agua residual fácilmente biodegradable (Metcalf y Eddy, Inc.2003).

Los SST tienen en promedio 99 mg L^{-1} y el promedio de los SSV fue de 70 mg L^{-1} . La relación SSV/SST fue de 0.70, lo que representa que más de la mitad de materia orgánica es biodegradable.

Todas las concentraciones de nitrógeno ($\text{N-total } 54 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{N-NH}_4 37 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{NTK } 52 \text{ mg L}^{-1}$ y $\text{N-(NO}_2 + \text{NO}_3) 0.40 \text{ mg L}^{-1}$, están dentro del rango de un agua residual de concentración arriba de la clasificación de agua Media, por lo que el tratamiento se debe enfocar a la remoción de estos parámetros.

Los fosfatos totales son en promedio de 5 mg L^{-1} el cual es ligeramente superior al establecido para un agua residual débil.

Otro problema igualmente importante sobre el que hay que dirigir el esfuerzo del tratamiento lo constituye la presencia de indicadores fecales (coliformes fecales CF), que debido a las descargas sanitarias se encuentran en concentraciones altas, sin embargo algunas veces debido al lavado de las instalaciones y registros con una solución de cloro y los coliformes fecales se reducen a concentraciones mínimas.

En general el agua residual de la PTAR-IMTA se encuentra en un intervalo de concentración que la clasifica como Débil, sin embargo presenta gran variabilidad por el cambio de las actividades del Instituto y por la época de lluvias y en algunos casos se puede clasificar como un agua residual de concentración Media en los parámetros de DQO, DBO_5 y concentración de nitrógeno.

8.4.1.2 Características del agua residual de la casa habitación para el reactor Vfam

Se hizo una caracterización del agua de la casa habitación durante cuatro meses, durante este tiempo se tomó una muestra cada semana del agua residual

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

proveniente del cárcamo de bombeo que alimentaba al Vfam y se analizaron con los métodos Hach. Adicionalmente se tomó una muestra puntual que se analizó con los métodos convencionales y se determinaron las características descritas en la tabla 22.

Tabla 21.-Características del agua residual de la vivienda

Parámetros	Concentraciones mg L ⁻¹					
	Promedio	Mínimo	Máximo	Clasificación del agua residual		
				Fuerte	Media	Débil
DQO	388	130	725	1000	500	250
DBO ₅	179*			400	220	110
SST	87	18	173	350	220	100
SSV	47	18	60	275	165	80
N-Total	43	26	54	85	40	20
N-NH ₄	32	17	52	50	25	12
NTK	36*			15	8	4
N (NO ₃ +NO ₂)	0.56*			0	0	0
Fosfatos totales	25	7	38	15	8	4
CF NMP/100 mL	1X10 ⁶ *	2 x 10 ⁴ *				
HH/L	0	0	0			
SAAM	1.07*					
G y A	46.9*					
*Muestra puntual				Fuente: Metcalf and Eddy, Inc. 2003		

Se hizo también la comparación de las características del agua residual de la vivienda con la clasificación de las concentraciones típicas del agua residual de fuerte, media y débil, que se reportan en Metcalf y Eddy, (2003) tenemos que:

La DQO tiene un valor promedio de 388 mg L⁻¹ que es un 50% superior al agua de calidad Débil. Se encontraron muestras con valores de DQO cercanos al máximo (725 mg L⁻¹), que representa un valor con una clasificación de agua

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Fuerte, estas variaciones pueden depender de descargas del lavado de trastes o ropa.

El valor de DBO_5 del influente es cercano a una calidad Débil 179 mg L^{-1} . Sólo se cuenta con este valor, por lo que no se tienen todavía máximos, ni mínimos de este parámetro en la descarga.

Los SST tienen en promedio 87 mg L^{-1} y el promedio de los SSV fue de 47. La relación SSV/SST fue de 0.54. Lo que representa que la mitad de la materia orgánica es biodegradable.

También en este caso las concentraciones de nutrientes (N-total 43 mg L^{-1} ; $N-NH_4$ 32 mg L^{-1} ; NTK 36 mg L^{-1} y $N-(NO_2 + NO_3)$ 0.56 mg L^{-1} , están dentro del rango de un agua residual de concentración arriba de la clasificación de agua Media. En cuanto a la presencia de fosfatos totales la concentración promedio fue de 25 mg L^{-1} el valor mínimo encontrado fue de 7 mg L^{-1} y el máximo de 38 mg L^{-1} , concentraciones promedio superiores al agua de calidad Fuerte. En el caso del agua residual de la vivienda también se debe enfocar el tratamiento a la remoción de nutrientes.

Otro problema igualmente importante sobre el que hay que dirigir el esfuerzo del tratamiento lo constituye la presencia de indicadores fecales (coliformes fecales CF), que se encuentran en concentraciones de $1 \times 10^6 \text{ NMP/100 mL}$.

8.4.1.3.-Carga orgánica superficial en los reactores vermifiltro piloto (VP), columna con vermicomposta (CV) y vermifiltro familiar (Vfam)

La carga orgánica superficial con la que se alimento a los reactores se considera importante porque representa una fuente de alimento para los microorganismos de los que se van a alimentar las lombrices.

La carga orgánica (COS) se determinó de la siguiente manera:

$$\text{COS} = \text{Tasa de filtración} \times \text{Concentración de materia orgánica en los biofiltros (DQO, } DBO_5 \text{ y SST)}.$$

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

En la tabla 23 se observa la COS aportada por el agua residual a cada uno de los reactores. El VP y la CV compartían el mismo influente de la PTAR-IMTA. En el Vfam no hubo variaciones en la carga superficial y el influente utilizado fue el generado en una casa habitación.

Tabla 22. Carga orgánica superficial en los reactores

Reactor	Etapa de evaluación	Flujo continuo mL min ⁻¹	Tasa de filtración m ³ m ⁻² d ⁻¹	Concentración			Carga orgánica Superficial (COS)		
				DQO	DBO ₅	SST	DQO	DBO ₅	SST
				g m ⁻³			g m ⁻² d ⁻¹		
VP	1	30	0.18	598	186	147	108	34	27
	2	20	0.12	308	52	287	37	7	34
	3	40	0.24	252	52	76	61	13	18
CV	1	6	0.25	598	186	147	150	47	37
	2	4	0.17	308	52	287	52	9	49
	3	9	0.38	252	52	76	96	20	29
Vfam	1	Flujo intermitente 20 mL minuto	0.24	382	179	80	92	43	19

8.4.2 Evaluación de la vermifiltración en el VP y Vfam

A continuación se presentan los principales resultados obtenidos en las diferentes pruebas piloto llevadas a cabo con el agua residual de la planta de tratamiento PTAR-IMTA con el vermifiltro piloto (VP), la columna de vermicomposta (CV) y el agua residual de la casa habitación con el vermifiltro familiar (Vfam). La evaluación se llevó a cabo con base a la metodología descrita por Hernández, 2010.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

8.4.2.1 Resultados del proceso de vermifiltración con el agua de la Planta PTAR-IMTA en el VP y CV

Durante la evaluación del (VP) y CV se establecieron las condiciones de operación que se mencionan en la tabla 24.

Tabla 23. Condiciones de operación del Vermifiltro Piloto (VP) y Columna de vermicomposta (CV)

Etapa	Fechas de evaluación	Flujo de alimentación mL minuto		Tasa de filtración $m^3 m^{-2} d^{-1}$		Carga orgánica superficial COS $g DQO m^{-2} d$	
		VP	CV	VP	CV	VP	CV
1	01/07/2011 a 29/07/2011	30	6	0.180	0.25	108	150
2	01/08/2011 a 23/09/2011	20	4	0.120	0.17	37	52
3	23/09/2011 a 21/12/2011	40	10	0.240	0.375	61	96

En los gráficos que se presentan a continuación se puede apreciar la remoción que se llevó a cabo en el VP de los parámetros estudiados con muestras puntuales y analizadas con métodos convencionales.

A) Remoción de parámetros de DQO, DBO y SST en el VP

En la figura 23 se observa la concentración de los parámetros de (DQO, DBO y SST) en el influente del VP.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

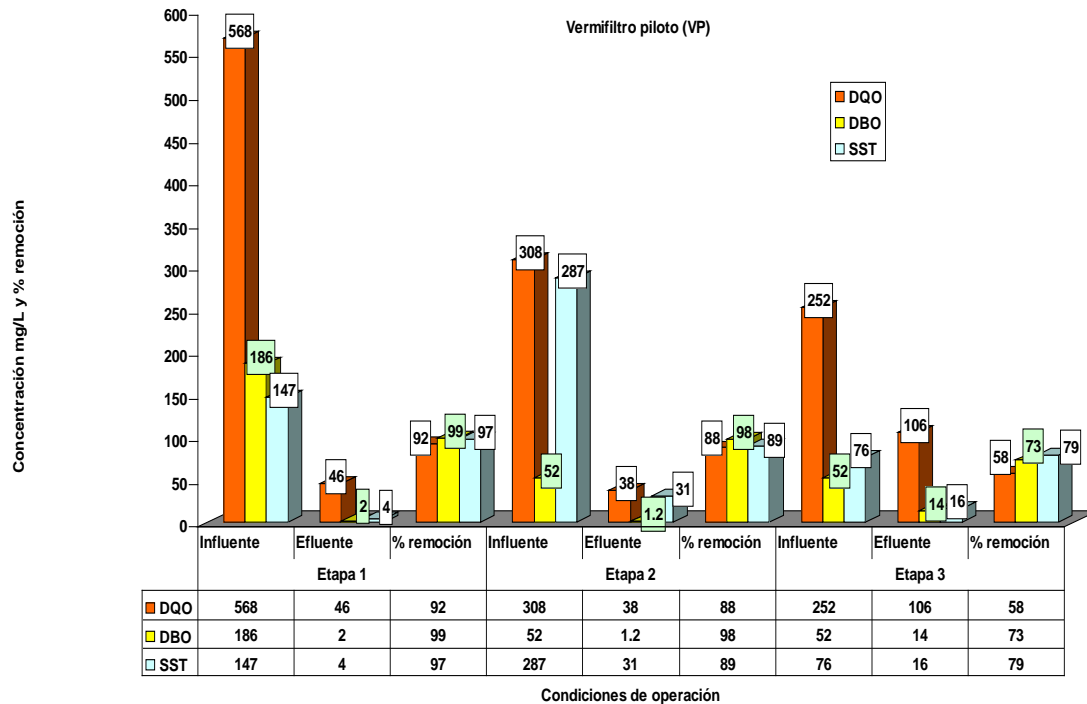


Figura 23. Reducción de carga orgánica y sólidos en el Vermifiltro Piloto (VP)

La remoción más alta (92% DQO, 99% DBO₅ y 97% SST) se obtuvo cuando el reactor tuvo unas condiciones de mayor carga orgánica, (Etapa 1). La remoción más baja (58% DQO, 73% DBO₅, 79% SST), se obtuvo en la Etapa 3 la cual tuvo la tasa de filtración más alta (0.24 m³ m⁻² d⁻¹). La relación DBO/DQO inicial de estas muestras fue de 0.33 y disminuyó al final a 0.04 lo que indica que hubo una gran remoción de la materia biodegradable. Todos los valores de DBO₅ y SST de los efluentes cumplen con la NOM-001-SEMARNAT-1996 (150 mg L⁻¹ para ambos parámetros).

A.1) Remoción de nutrientes

En la figura 24, se observan los resultados de los nutrientes analizados en el influente y efluente tratado por vermifiltración.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

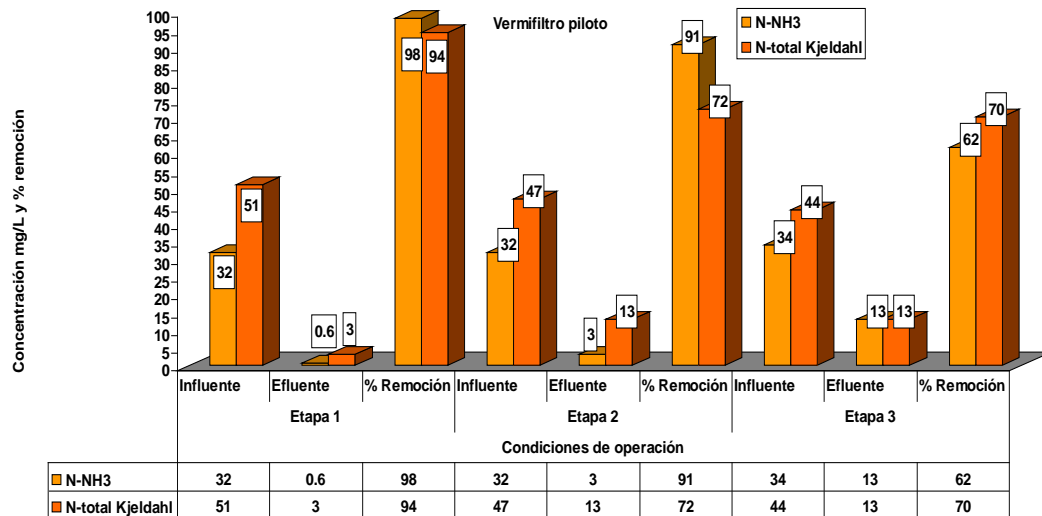


Figura 24.-Reducción de nitrógeno amoniacal y NTK en el VP

Los más altos porcentajes de remoción de N-NH₄ y NTK (98% y 94%) se obtuvieron con las condiciones de operación de la Etapa 1. Los más bajos porcentajes de remoción de N-NH₄ y NTK fueron 62% y 70% con una tasa de filtración de 0.24 m³ m⁻² d⁻¹, que corresponde a la Etapa 3. Sin embargo en todas las condiciones de operación hubo remociones significativas lo que indica que en los tres casos se llevo a cabo un proceso intenso de nitrificación o de consumo de nitrógeno por los microorganismos.

En la tabla 25 se presentan las concentraciones de nitrógeno y fosfatos en las diferentes condiciones de operación del VP.

Sumando los valores de NTK con los valores N-NO₃+N-NO₂ se obtuvieron las concentraciones de N-Total. Los resultados son: Etapa 1, 14.02 mg L⁻¹; Etapa 2 13 mg L⁻¹ y Etapa 3, 24 mg L⁻¹. Comparando estos valores con lo requerido por la NOM-001-SEMARNAT-1996), se observa que el efluente tratado cumple con los límites máximos permisibles para este parámetro.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

En todas las etapas hubo una reducción de nitrógeno total y de nitrógeno amoniacal. En la Etapa 2, además hubo una reducción del 100% de nitratos lo que indica que en este caso además hubo un proceso de desnitrificación. En las Etapas 1 y 3 se obtuvo un incremento sustancial de nitritos y/o nitratos, lo que indica que en estos casos sólo se llevó a cabo el proceso de nitrificación, pero no la desnitrificación. En todas las etapas se incrementó la concentración de fósforo.

A.2) Incremento de fósforo

En cuanto a los fosfatos totales la concentración se incrementó considerablemente de 5 mg L⁻¹ a 14 mg L⁻¹ en la Etapa 1. En la Etapa 2, los fosfatos aumentaron de 13 mg L⁻¹ a 34 mg L⁻¹. En la Etapa 3 se tuvo una concentración de fosfatos totales en el influente de (16 mg L⁻¹) mientras que en el efluente esta concentración fue de (32 mg L⁻¹), tabla 25.

Tabla 24. Concentración de nutrientes y porcentajes de reducción en el VP

Parámetros	Condiciones de operación								
	Etapa 1			Etapa 2			Etapa 3		
	Influente	Efluente	% Remoción	Influente	Efluente	% Remoción	Influente	Efluente	% Remoción
	Muestras puntuales mg L ⁻¹								
N-total	51	14	73	47	13	72	44	24	46
NTK	51	3	94	47	13	72	44	13	70
N-NH ₄	32	0.6	98	32	3	91	34	13	62
N-NO ₃ +N-NO ₂	0.14	11		0.12	0	100	0.38	11	
Fosfatos totales	5	14		13	34		16	32	

A.3) Balance de nitrificación

Para comprobar la nitrificación durante el tratamiento se realizó un balance utilizando la ecuación propuesta por Reddy, 1998. Para el balance se consideró que el nitrógeno orgánico se retuvo en las capas que constituyeron el medio filtrante (vermicomposta y tezontle) o que pasó a formar parte de la masa microbiana, por lo tanto se tomó el nitrógeno amoniacal y los productos

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

resultantes de los procesos de nitrificación $N-NO_3^-+N-NO_2^-$ y se analizaron mediante esta fórmula, en la tabla 26 se presentan los resultados de este análisis:

Tabla 25. Balance de nitrificación en las diferentes etapas

Etapas	Fórmula (Reddy, 1998): $(N-NH_4^+)_{Influyente} = (N-NH_4^+ + N-NO_3^- + N-NO_2^- + \alpha)_{Efluente}$	% remoción $N-NH_4^+$
1	$32 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 0.6 \text{ mg L}^{-1} + 11.02 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	98
2	$32 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 3 \text{ mg L}^{-1} + 0 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	91
3	$34 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 13 \text{ mg L}^{-1} + 11.0 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	62

α = concentración de amonio no medida. Es el nitrógeno removido por otros medios como sorción, asimilación, volatilización o desnitrificación

Como se puede observar en este análisis la Etapa 1, fue la más eficiente para la remoción de nitrógeno amoniacal (98%). La Etapa 2, tuvo una remoción de $N-NH_4$ del 91%, tuvo también una mayor eficiencia en la desnitrificación porque no presentó concentración de $N-NO_3+N-NO_2$. La Etapa 3, tuvo la menor remoción de $N-NH_4$ (62%)

A.4) Relación carbono nitrógeno en los influentes del VP

Se calculó la relación carbono nitrógeno con la que había iniciado el proceso en las diferentes etapas, este análisis se hizo con las muestras puntuales analizadas con métodos convencionales, los resultados se encuentran en la tabla 27 y se compararon las relaciones C/N con las eficiencias de remoción de nutrientes.

Tabla 26. Relación carbono/nitrógeno

Etapa	Relación C/N			% remoción				
	DBO/NTK	DQO/N- NH_4	DBO/N- NH_4	DQO	DBO ₅	SST	NTK	$N-NH_4$
1	186/51= 3.65	568/32 =17.75	186/32 = 5.81	92	99	97	94	98

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

2	52/47=1.11	308/32 = 9.63	52/32 = 1.63	88	98	89	72	91
3	52/44=1.18	252/34 = 7.41	52/34 = 1.53	58	73	79	70	62

La relación DBO_5/NTK más alta fue de (3.65) de la Etapa 1, correspondió también a la remoción más alta de DQO (92%), DBO_5 (99%), SST (97%), NTK 94% y $N-NH_4$ de (98%). En la Etapa 2, con una relación de DBO/NTK 1.11, se obtuvo una remoción de DQO de 88%, DBO 98%, SST 89%, NTK 72% y $N-NH_4$ de 91%. En la Etapa 3, la relación fue de 1.18, se obtuvieron unas eficiencias de 58% de DQO, 73% de DBO , 79% de SST, 70% NTK y 62% de $N-NH_4$. En las tres etapas hubo eficiencias de nitrificación. En estudios llevados a cabo en biofiltros se han reportado remociones de nitrógeno de 75% para relaciones de DBO/NTK de 3 y 84% para relaciones DBO/NTK de 8.2 (Gilbert et al., 2008).

La relación $DQO/N-NH_4$ más alta correspondió a la Etapa 1, con 17.75; la Etapa 2 obtuvo una relación de $DQO/N-NH_4$ de 9.63 y la relación $DQO/N-NH_4$ más baja correspondió a la Etapa 3, con 7.41. Ying-Chih et al. (2007) mostraron que con relaciones de $DQO/N-NH_4$ de 6.3, 11.1 y 19.7 obtienen una eficiencia de nitrificación-desnitrificación de 1.02, 98.7 y 97.1%. Sólo en la Etapa 2 se obtuvo una eficiencia de nitrificación-desnitrificación, ya que el $N-NH_4$ disminuyó en 91% y los $N-NO_3$ -+ $N-NO_2$, en 100% (Tabla 26).

A.5) Coliformes fecales

La concentración de coliformes fecales disminuyó en la Etapa 1, de 18,516 NMP/100 mL a < 3 NMP (99.98%). En la Etapa 2, disminuyó de 6,400 a 750 NMP/100 mL, (88%). En la Etapa 3, no hubo reducción de patógenos, al contrario aumentó ya que la concentración inicial fue de 7.50×10^5 y en el efluente se obtuvo 1.50×10^6 NMP/100 mL, figura

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

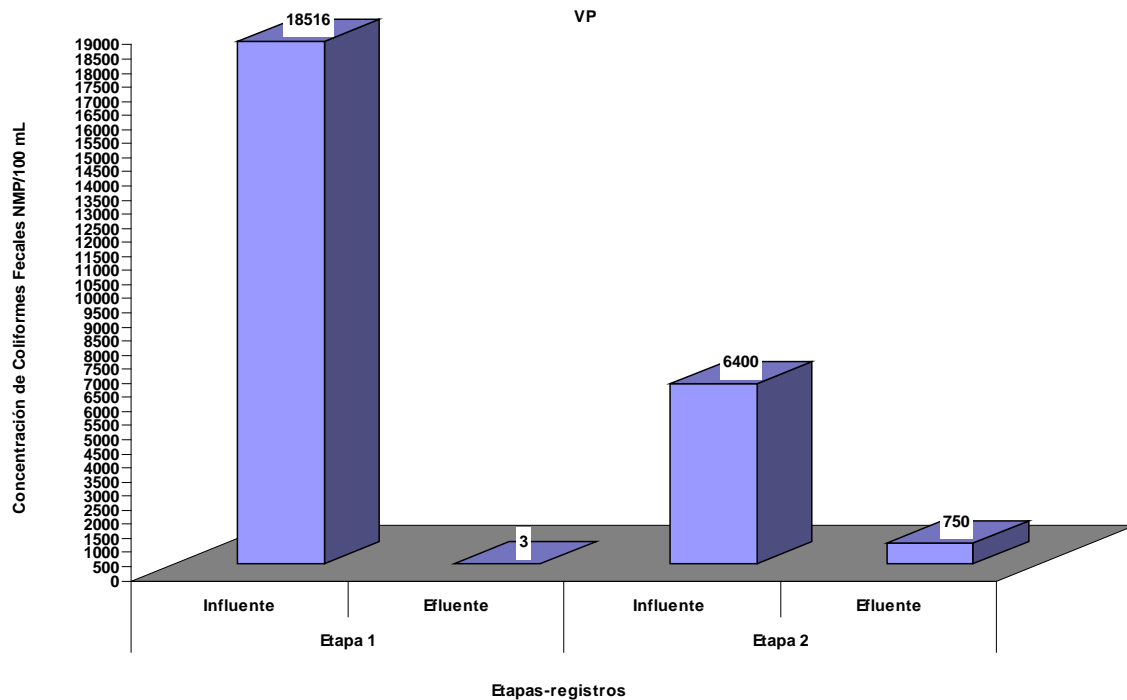


Figura 25.-Remoción de coliformes fecales en el VP

B) Resultados con la Columna de Vermicomposta (CV) en comparación con el Vermifiltro Piloto (VP)

En el VP y la CV los parámetros se evaluaron mediante los métodos Hach. La columna de vermicomposta tenía como propósito cuantificar la reducción o incremento de algunos parámetros en esta capa del vermicultivos y poder compararlos con los resultados obtenidos en el VP que contiene la capa de vermicomposta más una capa inferior de tezontle. A continuación se presentan los principales resultados de esta evaluación.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.1) Comportamiento de la demanda química de oxígeno

En la figura 26, se puede apreciar el comportamiento de la DQO en el influente, en el efluente de la CV y en el del VP, en cada una de las etapas. Se observa que la remoción de DQO se llevó a cabo desde los primeros registros, tanto en la CV, como en el VP. La concentración promedio en la Etapa 1, para el influente fue de 291 mg L⁻¹, para los efluentes de la CV fue de 148 mg L⁻¹ y para el VP fue de 119 mg L⁻¹. En la Etapa 2, la concentración promedio para el influente fue de 320 mg L⁻¹, la concentración para los efluentes en la CV fue de 98 mg L⁻¹ y la concentración final en el VP fue de 64 mg L⁻¹. En la Etapa 3, la concentración promedio del influente fue de 350 mg L⁻¹, para los efluentes en la CV fue de 223 mg L⁻¹ y en el VP fue de 54 mg L⁻¹. En el influente se tuvieron valores pico de 542 mg L⁻¹ en la Etapa 1 y 866 mg L⁻¹ en la Etapa 3.

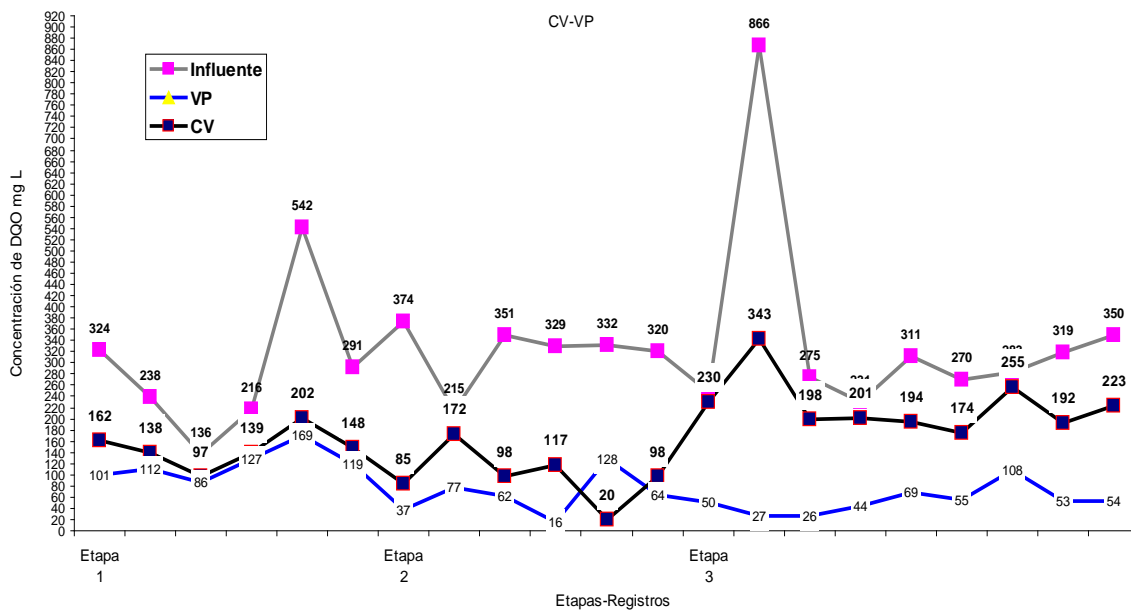


Figura 26. Comportamiento de la DQO en la CV y VP

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.2) Porcentaje de remoción de DQO

En la figura 27 se muestran los porcentajes de remoción en cada una de las etapas. Para obtener el porcentaje de remoción de la capa de tezontle, se restó el porcentaje de remoción obtenido en el sistema (VP) del porcentaje de remoción obtenido en la CV. En la Etapa 1, se obtuvo una mayor remoción de DQO en la capa de vermicomposta (49%) y 10% en el tezontle, en total el sistema logró remover de una concentración promedio inicial de 291 mg L⁻¹ a 119 mg L⁻¹ o sea el 59.1%. En la Etapa 2, la capa de tezontle removió (11%), mientras que la capa de vermicomposta 69 %, y el sistema en total logró remover de una concentración inicial promedio de 320 mg L⁻¹ a 64 mg L⁻¹, el 80% de la DQO. En la Etapa 3 la capa de tezontle logró remover más (49%), debido a que se había alcanzado la estabilización de la capa biológica en el tezontle, mientras que la capa de vermicomposta sólo redujo 36%, y el sistema en total logró remover de una concentración inicial promedio de 350 mg L⁻¹ a 54 mg L⁻¹, el 85% de la DQO. En promedio la capa de vermicomposta logró remover el 51% de la DQO, mientras que en la capa del tezontle se removió el 23% y en total hubo una remoción del 75%.

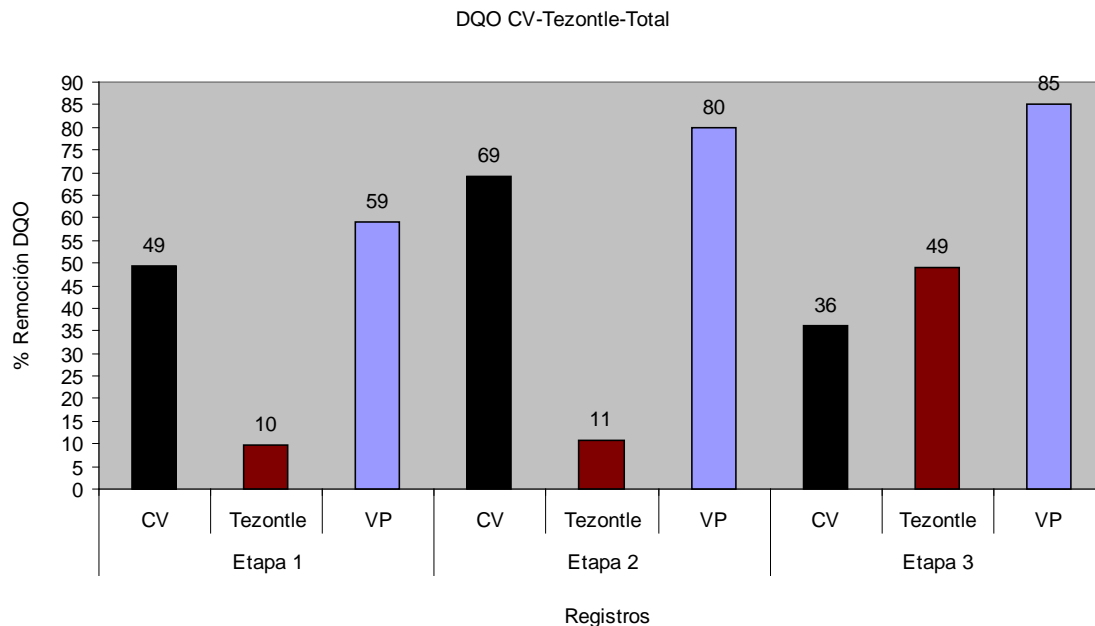


Figura 27.-Porcentaje de remoción de DQO en la columna de vermicomposta (CV), en la capa de tezontle y VP

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.3) Comportamiento del nitrógeno amoniacal

En la figura 28, se observa el comportamiento del $N-NH_4$ en el influente del VP, en el efluente de la CV y en VP, en cada una de las etapas. En el influente se tuvieron valores pico como el 40 mg L^{-1} en la Etapa 2 y 46 mg L^{-1} en la Etapa 3.

Se observa que la remoción de $N-NH_4$ se llevó a cabo desde las primeras semanas, tanto en la CV, como en el VP. La concentración promedio en la Etapa 1, para el influente fue de 19 mg L^{-1} , para el efluente de la CV fue de 13 mg L^{-1} y para el efluente del VP fue de 2 mg L^{-1} . En la Etapa 2, la concentración promedio para el influente fue de 28 mg L^{-1} , la concentración en el efluente de la CV fue de 19 mg L^{-1} y la concentración final en el efluente del VP fue de 3 mg L^{-1} . En la Etapa 3, la concentración promedio del influente del VP fue de 35 mg L^{-1} , en el efluente de la CV fue de 20 mg L^{-1} y en el efluente del VP fue de 3 mg L^{-1} .

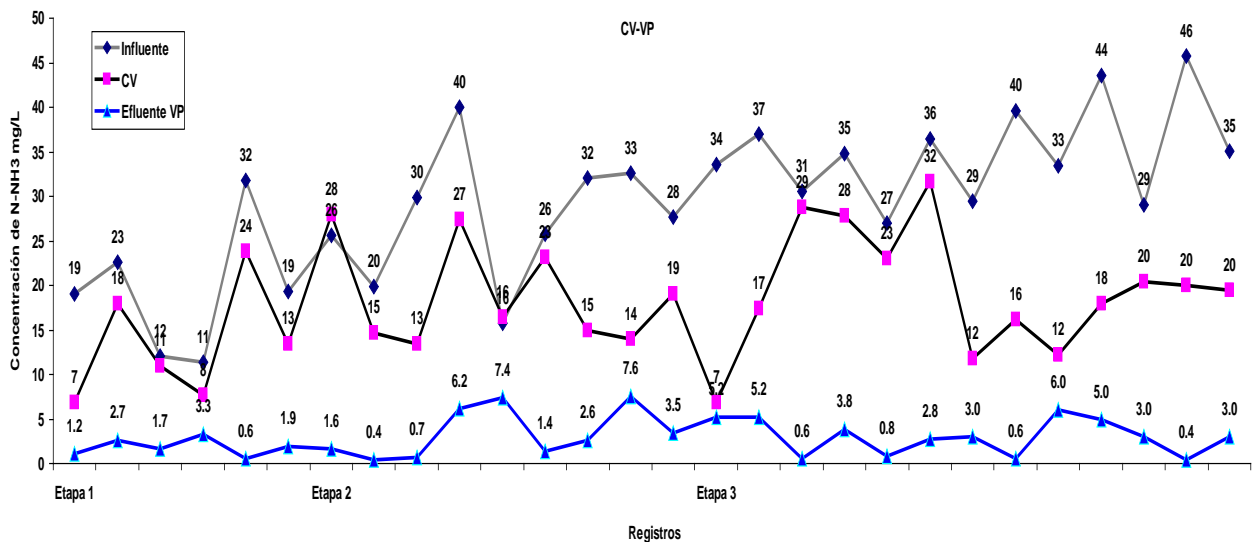


Figura 28. Comportamiento del $N-NH_4$ en la capa de vermicomposta y tezontle

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.4) Porcentaje de remoción del nitrógeno amoniacal

En la figura 29 se muestran los porcentajes de remoción de $N-NH_4$ en la CV, en el tezontle y en total en el VP. Para obtener el porcentaje de remoción de la capa de tezontle, se restó el porcentaje de remoción total obtenido en el efluente del VP, del porcentaje de remoción obtenido en el efluente de la CV. Los resultados se muestran a continuación: Con respecto al nitrógeno amoniacal en la Etapa 1, se obtuvo una mayor remoción de la concentración inicial (19 mg L^{-1} promedio) $N-NH_4$ en la capa de tezontle (60 %) y 31 % de remoción de $N-NH_4$ en la capa de vermicomposta, en total el sistema logró remover a 2 mg L^{-1} , o sea el 90 % de $N-NH_4$ y el efluente contiene 2 mg L^{-1} de $N-NH_4$. En la Etapa 2 la capa de tezontle fue la que removió también más $N-NH_4$ (56 %), mientras que la capa de vermicomposta sólo redujo el 31 %, y en el VP en total se logró remover 89.3 % del $N-NH_4$, (28 mg L^{-1} a 3 mg L^{-1}). En la Etapa 3 la capa de tezontle removió 47 %, mientras que la capa de vermicomposta sólo redujo 44 % y el sistema en total logró remover de una concentración inicial de 35 mg L^{-1} a una final de 3 mg L^{-1} , que representa el 91.43 % del $N-NH_4$.

En total en la capa de vermicomposta se logró remover el 35% mientras que en la capa del tezontle se removió el 55% y globalmente se removió el 90% de nitrógeno amoniacal.

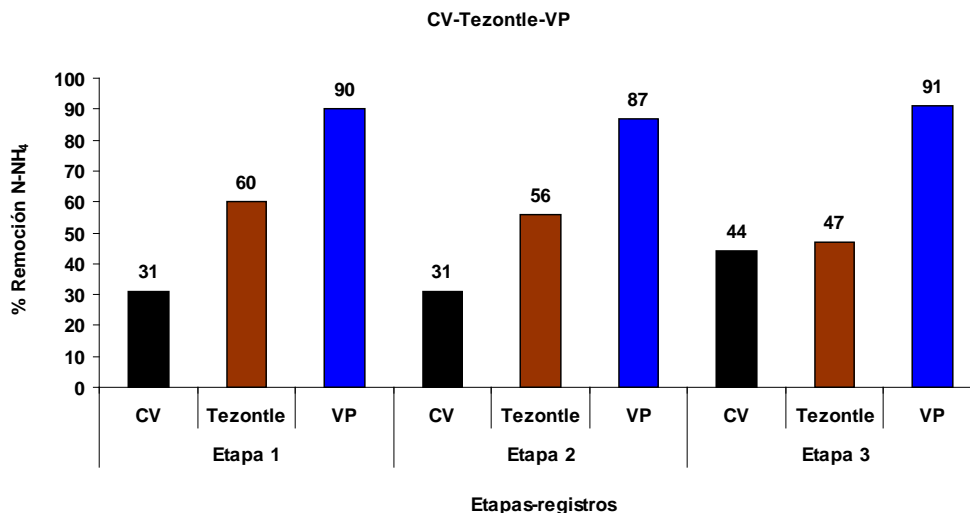


Figura 29. Porcentaje de remoción de $N-NH_4$ en la CV, capa de tezontle y VP

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.5) Comportamiento del nitrógeno de nitritos y nitratos (N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻)

Los nitritos (N-NO₂) y nitratos (N-NO₃) se analizaron por el método Hach, los resultados se presentaron con muchas variaciones, sin embargo se resaltan algunos datos de las Etapas 1, 2 y 3 que indican que se está llevando a cabo un proceso de nitrificación y desnitrificación tanto en el efluente de la CV, como en el efluente del VP. En la tabla 27 se presentan los resultados del comportamiento de nitritos y nitratos durante el proceso de vermifiltración, señalando con la letra inicial el posible proceso de nitrificación (N) o desnitrificación (D) que se llevó a cabo. Por ejemplo como se puede observar, en la Etapa 1 la concentraciones de N-NO₂ en el influente fue de 1.8 mg L⁻¹ se redujo a 1.2 mg L⁻¹ por lo que hubo desnitrificación en la CV, pero en el efluente del VP, el resultado fue superior al del influente 3 mg L⁻¹, por lo que sólo hubo nitrificación. En esta etapa la mayor parte son procesos de nitrificación tanto en la CV como en el efluente del VP. En la Etapa 2, en la capa de vermicomposta se produjo la mayor parte de los procesos de desnitrificación ya que se redujeron las concentraciones de N-NO₂ al pasar por la CV. En el efluente del VP por el contrario las concentraciones de N-NO₂ aumentaron en prácticamente todos los registros. En la Etapa 3, también la mayor parte de los procesos de desnitrificación, se llevan a cabo en la CV y en el efluente del VP aparecen más procesos de desnitrificación. De igual forma se puede ver el comportamiento de los N-NO₃, por ejemplo el primer registro del influente fue 1.6 mg L⁻¹, en la CV la concentración aumento a 1.8 mg L⁻¹, por lo que hubo nitrificación. En el efluente del Vermifiltro piloto si hubo una disminución en la concentración a 1.2 por lo que en el VP si hubo desnitrificación. En la Etapa 2 y en la Etapa 3, se observa en la CV, varios registros con la letra D, señalando los procesos de desnitrificación.

Tabla 27. Comportamiento de los nitritos y nitratos durante el proceso de vermifiltración en la CV y VP

Etapa 1			Etapa 2			Etapa 3		
N-NO ₂ mg L ⁻¹								
Influente	CV	Efluente e VP	Influente	CV	Efluente VP	Influente	CV	Efluente VP
1.8	1.2 D*	3.0 N**	2.1	0.6 D	1.8 N	6.4	1.2 D	0.9 D
5.1	9.1 N	3.0 D	0.9	0.2 D	1.2 N	1.5	4.0 N	1.2 D
2.0	9.1 N	1.0 D	9.7	3.6 D	4.0 N	3.3	0.6 D	1.8 N

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

1.8	4.3 N	6.7 N	7.9	3.0 D	1.8 D	9.1	0.0 D	2.7 N
			3.6	0.9 D	1.2 N	4.6	2.7 D	1.5 D
			5.5	1.5 D	1.8 N	6.4	0.3 D	3.6 N
						4.6	0.9 D	0.3 D
						6.7	0.0 D	0.3 N
N-NO₃ mg L mg L⁻¹								
Influyente	CV	Efluent e VP	Influyente	CV	Efluyente VP	Influyente	CV	Efluyente VP
1.6	1.8 N	1.2 D	3.5	1.5 D	8.2 N	8.2	7.3 D	3.7 D
2.7	4.0 N	3.3 N	2.9	0.7 D	4.7 N	4.5	2.4 D	7.8 N
7.0	1.0 D	2.7 D	6.2	2.5 D	1.5 D	3.5	0.9 D	2.2 D
1.0	7.0 N	3.7 N	1.7	2.7 N	1.9 N	6.7	2.5 D	10.8 N
1.6	1.0 D	1.4 D	3.8	1.2 D	6.4 N	6.3	3.3 D	4.7 D
*D = Desnitrificación								
**N = Nitrificación								

B.6) Balance de nitrificación

Para el balance de nitrificación con muestras analizadas por métodos Hach se llevó a cabo el mismo procedimiento se tomaron los valores promedio de las muestras analizadas del nitrógeno amoniacal y los productos resultantes de los procesos de nitrificación y se analizaron mediante la fórmula propuesta por (Reddy, 1998), en la tabla 28 se presentan los resultados de este análisis:

Tabla 28. Balance de nitrificación en las diferentes etapas

Etapas	Fórmula (Reddy, 1998): (N-NH ₄ ⁺) _{Infl} = (N-NH ₄ ⁺ + N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻) _{Eflue}	% Remoción de N-NH ₄ ⁺
1	19 mg L ⁻¹ _{Infl} = 2 mg L ⁻¹ + 3.4 mg L ⁻¹ + 2.5 mg L ⁻¹) _{Efl}	89.5
2	28 mg L ⁻¹ _{Infl} = 3 mg L ⁻¹ + 1.96 mg L ⁻¹ + 7.24 mg L ⁻¹) _{Efl}	89.3
3	35 mg L ⁻¹ _{Infl} = 3 mg L ⁻¹ + 1.53 mg L ⁻¹ + 5.84 mg L ⁻¹) _{Efl}	91.4
α = concentración de amonio no medida.		

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Como se puede observar en el caso de las muestras analizadas por Hach los resultados muestran que en todas las etapas hubo remoción de nitrógeno amoniacal (Etapa 1, 89.5%; Etapa 2, 89.3 %; Etapa 3, 91.4%).

Si se comparan los resultados del balance de nitrificación hecho a las muestras puntuales y a las muestras con métodos Hach tenemos que hubo una similitud en encontrar un proceso fuerte de nitrificación. No hubo un claro proceso de desnitrificación, porque en varias de las etapas subió la concentración de nitratos. Sin embargo en algunas etapas finalmente hay una reducción de estos.

B.7) Relación carbono nitrógeno

Se calculó la relación carbono nitrógeno con la que se inició el proceso en las diferentes etapas, con las muestras analizadas por los métodos Hach. Como se puede apreciar en la tabla 30. En la Etapa 1, se obtuvieron relaciones de DBO/NTK 15.32 y DQO/N-NH₄ 9.38; en la Etapa 2, las relaciones fueron de DBO/NTK 11.43 y DQO/N-NH₄ 8.88 y en la Etapa 3, la relaciones fueron de DBO/NTK 10 y DQO/N-NH₄ = 8.54. Las relaciones C/N más altas fueron las de la Etapa 1 no hubo un remoción alta de DQO ya que sólo se obtuvo 59%, el NT fue de 48% y la remoción de N-NH₄ fue de 90%. En el caso de las muestras analizadas por métodos Hach las mejores remociones se presentaron en la Etapa 3, DQO (85%), NT (58%) y N-NH₄ (91%).

Tabla 29. Relación carbono nitrógeno

Etapa	Relación C/N		Remoción		
	mg L ⁻¹		%		
	DBO/NTK	DQO/ N-NH ₄	DQO	NT	N-NH ₄
1	291/19 = 15.32	291/31 = 9.38	59	48	90
2	320/28 = 11.43	320/36 = 8.88	80	46	87
3	350/35 = 10	350/41 = 8.54	85	58	91

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.8) Incremento del oxígeno disuelto

El incremento de la concentración de oxígeno disuelto en el efluente es una de las contribuciones de la vermifiltración las lombrices favorecen las condiciones aerobias, sin necesidad de inyectar aire al sistema, así se demostró al pasar el agua residual por la capa de vermicomposta y luego al pasar por la capa de tezontle. En la Etapa 1, de una concentración promedio en el influente de 0.5 mg L^{-1} , paso a 1.9 mg L^{-1} en la CV y en el efluente se obtuvo en promedio 4.1 mg L^{-1} . En la Etapa 2; de una concentración promedio de 0.95 mg L^{-1} en el influente, pasó a 2.6 mg L^{-1} en la CV y al final en el efluente se obtuvo una concentración promedio de 4.8 mg L^{-1} . En la Etapa 3 inició con una concentración en el influente de 0.8 mg L^{-1} , paso a una concentración de 2.8 mg L^{-1} en la CV y finalmente se incrementó el oxígeno disuelto de 4.7 mg L^{-1} , en el efluente. La vermicomposta contribuyó al aumento inicial del oxígeno disuelto en 2 mg L^{-1} en promedio y la capa del tezontle contribuyó con 3 mg L^{-1} en promedio, para aumentar en total a 5 mg L^{-1} de oxígeno disuelto promedio en el sistema, figura 30.

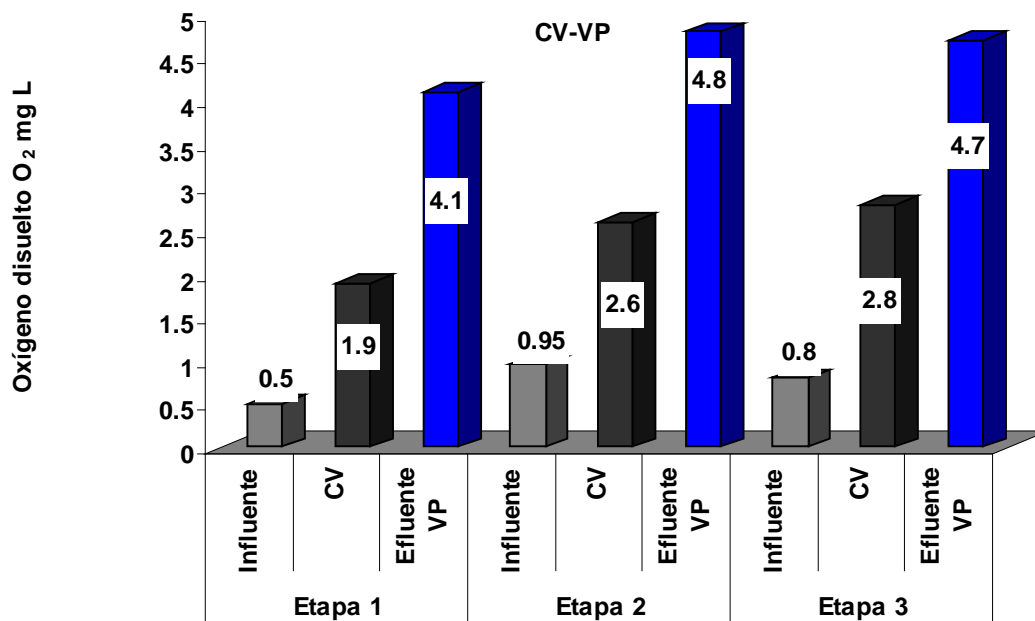


Figura 30. Incremento de oxígeno disuelto en la capa de vermicomposta y tezontle

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.9) Potencial de hidrógeno (pH)

El pH del agua residual disminuyó al ingresar a la capa de vermicomposta, como quedó demostrado en los registros promedio de las diferentes etapas que se tuvieron en la CV (Etapa 1, pH 6.7; Etapa 2, pH 6.5; y Etapa 3, 6.3). El pH varió en promedio de ligeramente alcalino (pH 7.3) a ligeramente ácido 6.5 al filtrarse en la capa de vermicomposta, permaneciendo en ligeramente ácido por su paso por la capa del tezontle hasta el efluente final (pH 6.6), figura 31.

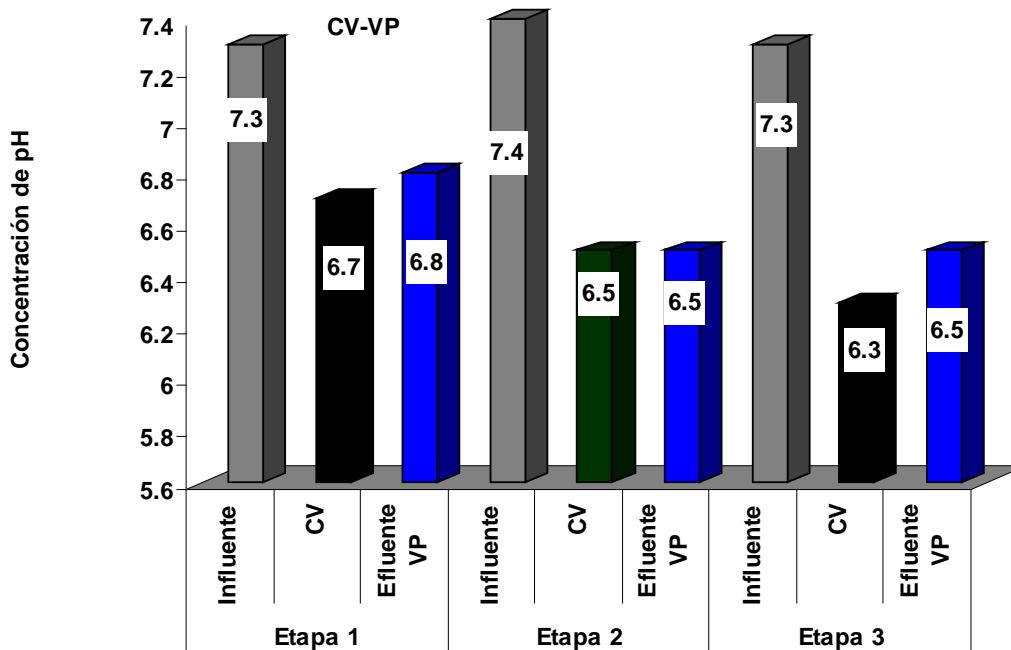


Figura 31.-Comportamiento del pH en la columna con vermicomposta (CV) y en el vermifiltro piloto (VP)

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.10) Conductividad eléctrica

En el VP la conductividad tuvo variaciones de acuerdo a la calidad del agua residual del influente. En las etapas 1 y 2 hubo un incremento de CE a su paso por la capa de vermicomposta. En la Etapa 1, el valor promedio del influente fue de $692 \text{ mS/dm}^2_{\text{infl}}$, incrementó a su paso por la CV a una concentración promedio de 765 mS/dm^2 , a su paso por la capa de tezontle la concentración disminuyó ligeramente en 72 unidades para alcanzar un valor 703 mS/dm^2 en el efluente del VP. En la Etapa 2 la concentración del influente fue la más alta 788 mS/dm^2 , en la CV incrementó a 827 mS/dm^2 y disminuyó ligeramente en 5 unidades en el VP a 822 mS/dm^2 . En la Etapa 3, la concentración del influente fue la más baja 611 mS/dm^2 , en la CV fue más baja, (600 mS/dm^2), y disminuyó en 72 unidades en el efluente (VP) a 600 mS/dm^2 , figura 32.

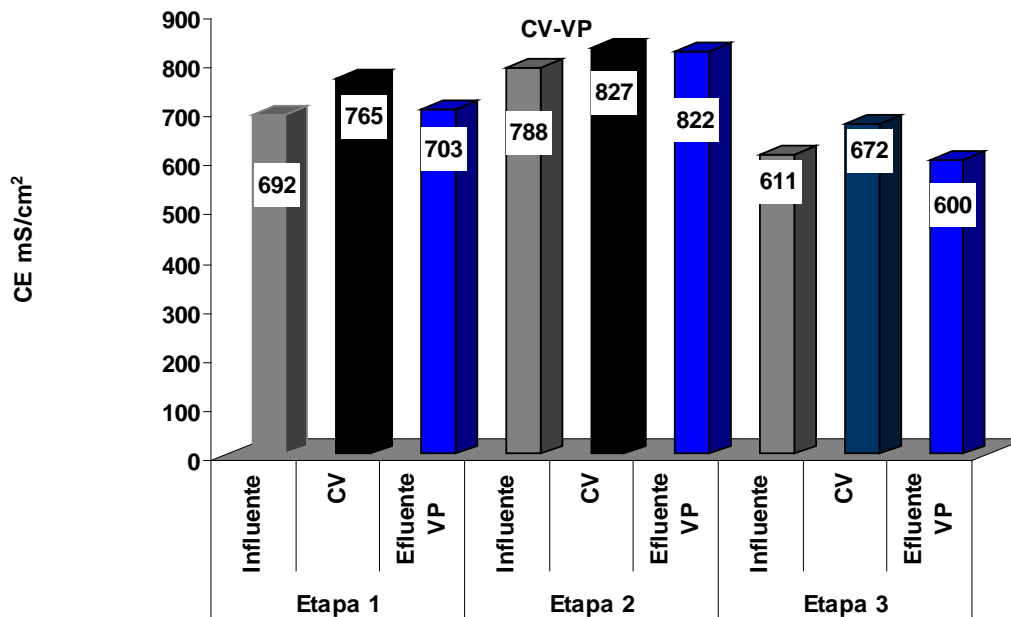


Figura 32. Comportamiento de la CE en la columna con vermicomposta (CV) vermifiltro piloto (VP)

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.11) Sólidos disueltos totales

Los valores de sólidos disueltos totales estuvieron en relación al comportamiento de la conductividad eléctrica, con variaciones de acuerdo a las concentraciones del influente que en promedio fueron de 337 mg L⁻¹ en la Etapa 1, incrementó 36 unidades en la CV a 373 mg L⁻¹, para disminuir en la capa de tezontle a 335 mg L⁻¹. En la Etapa 2, la concentración promedio del influente fue de 385 mg L⁻¹, aumentó 39 unidades en CV para quedar en 424 mg L⁻¹, disminuyó en la capa de tezontle en 21 unidades y quedó finalmente en 403 mg L⁻¹. En la Etapa 3, la concentración promedio en el influente fue de 297 mg L⁻¹, aumentó ligeramente (2 unidades) en la CV donde salió en 299 mg/L y aumentó en la capa de tezontle a 331 mg L⁻¹. En general los SDT tuvieron un ligero incremento al pasar por la capa de vermicomposta (8%) y disminuyeron en 3% después de pasar por la capa de tezontle, figura 33, por lo que en total sólo hubo un incremento del 5%.

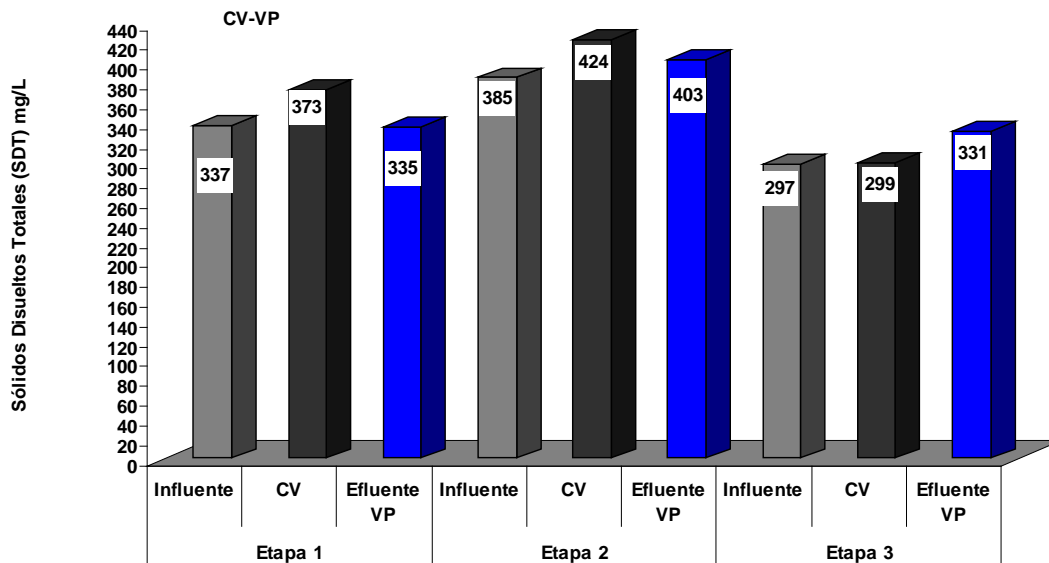


Figura 33.-Comportamiento de la CE en la columna con vermicomposta (CV) y en el vermifiltro piloto (VP)

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.12) Temperatura

Se tomaron registros de temperatura ambiente y dentro de la capa de vermicomposta donde se desarrollan las lombrices. El comportamiento de la temperatura se observa homogéneo, son mayores los valores de los registros tomados de la temperatura del ambiente que en los registros de tomados al interior del lecho. Se observa una disminución gradual de temperatura a lo largo de las tres etapas. En la Etapa 1, el promedio de temperatura ambiente fue de 21 °C, mientras que la temperatura en la vermicomposta fue de °C 15 °C. En la Etapa 2, la temperatura ambiente estuvo en un promedio de 20 °C y la temperatura en interna fue de 12 °C. En la Etapa 3, la temperatura ambiente promedio fue de 20 °C y la interna fue de 11 °C, figura 18. En general la temperatura ambiente sólo vario entre 20 y 21°C, pero en la capa de vermicomposta esta disminuyó entre 6 y 8°C, figura 34.

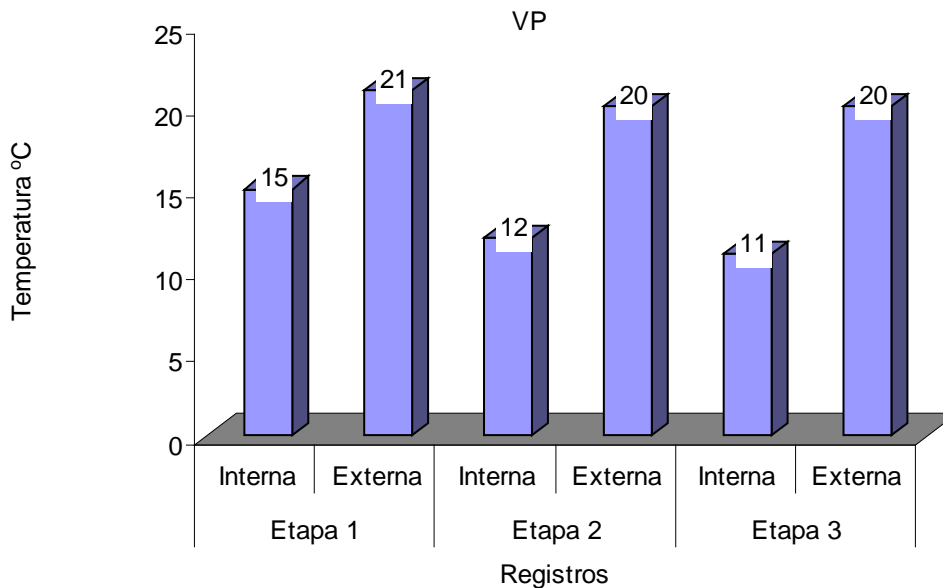


Figura 34. Comportamiento de la temperatura ambiente y en la capa de vermicomposta en el VP

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

B.13) Turbidez

La remoción de turbidez fue muy alta en todas las etapas de la evaluación. En la Etapa 1 la turbidez promedio del influente 99 NTU se redujo en el efluente a 3 NTU, (97% de remoción). En la Etapa 2, en el influente se obtuvo un valor promedio de 122 NTU y en el efluente de 7 NTU, (94 % de remoción). En la Etapa 3 en el influente se tuvo un valor de 103 NTU y en el efluente de 6 NTU, (94% de remoción), figura 35.

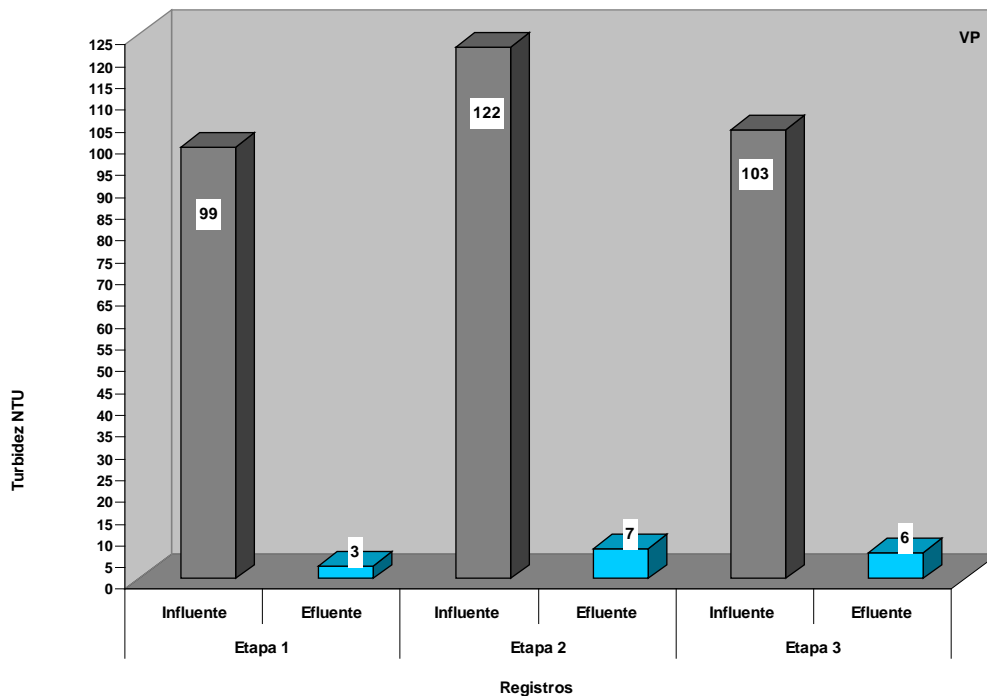


Figura 35.-Remoción de la turbidez en el vermifiltro piloto VP

C) Eficiencia del tratamiento del agua residual de una casa habitación en el vermifiltro familiar (Vfam)

El Vfam operó con las siguientes condiciones: Flujo 20 mL minuto, con una TF de $0.24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. La COS de $92 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

C.1) Remoción de parámetros DQO, DBO, SST y SSV

En la figura 36, se observa la concentración de los parámetros que miden la carga orgánica (DQO, DBO, SST y SSV) en el influente de la casa habitación y el efluente tratado por el vermifiltro familiar en una muestra puntual tomada en la 9ª. Semana de iniciada la operación del Vfam. La DQO se redujo de 382 mg L⁻¹ a 164 mg L⁻¹ (57%), la DBO₅ de 179 mg L⁻¹ a 10 mg L⁻¹ (94%). Los sólidos suspendidos totales de 80 mg L⁻¹ a 4.32 mg L⁻¹ (95%) y los sólidos suspendidos volátiles de 75 mg L⁻¹ a 3.52 mg L⁻¹ (95%). La relación DBO/DQO inicial fue de 0.47 y al final se obtuvo una relación de 0.06 lo que indica que la materia orgánica biodegradable se removió durante el proceso de vermifiltración.

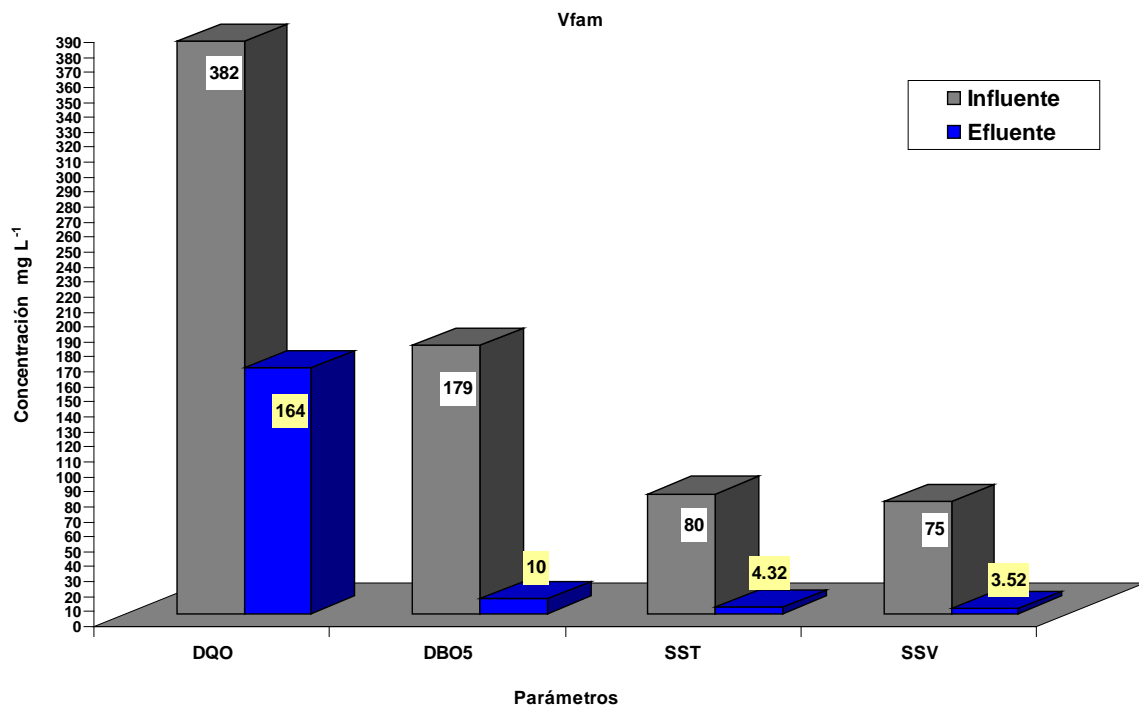


Figura 36. Reducción de parámetros de materia orgánica en el Vermifiltro familiar (Vfam)

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

C.2) Remoción de nutrientes

En la figura 37 se observan los resultados de los nutrientes analizados en el influente y efluente tratado por el Vfam.

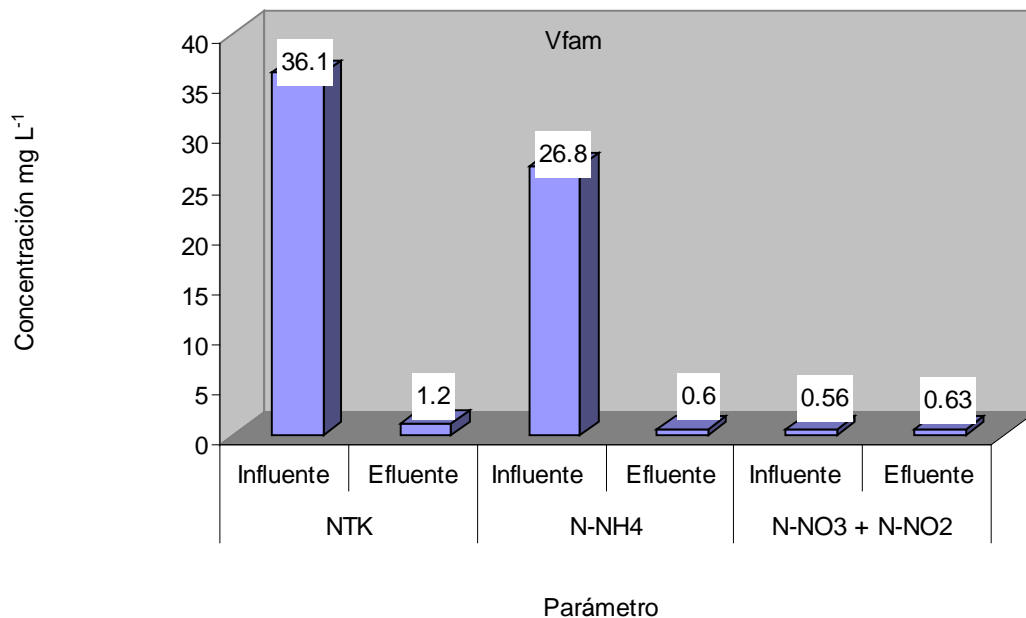


Figura 37. Reducción de nitrógeno en el Vermifiltro familiar (Vfam)

Como se puede observar hay una importante reducción de NTK de 36.1 mg L⁻¹ a 1.2 mg L⁻¹ (97% de remoción) y de N-NH₄, de 26.8 mg L⁻¹ en el influente a 0.6 en el efluente (98% de remoción). En esta muestra aumentó ligeramente la concentración de N-NO₂ y N-NO₃, de 0.56 mg L⁻¹ en el influente a 0.63 mg L⁻¹ en el efluente (12.5% de incremento), lo que señala un proceso de nitrificación. La concentración de N-NO₂ y N-NO₃ tanto en el influente como en el efluente fue menor a 1 mg L⁻¹. Se observa que la remoción de N-total es de 96% entregando un efluente con 2.43 mg L⁻¹ de N-Total.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

C.3) Grasas y aceites (G y A) y detergentes (SAAM)

Otros parámetros de interés que fueron analizados en esta muestra puntual fueron las grasas y aceites (G y A) y detergentes (SAAM). En el influente la concentración de G y A fue de 46.9 mg L^{-1} y en el efluente de 13.3 mg L^{-1} , lo cual representó una remoción de 72%. Para las SAAM la concentración del influente fue de 1.07 mg L^{-1} y en el efluente de 0.262 mg L^{-1} (remoción de 76%).

C.4) Análisis de la eficiencia de remoción en el Vfam con métodos Hach

Se midió la eficiencia del Vfam con métodos Hach y a continuación se presentan los principales resultados de muestras analizadas semanalmente.

C.5) Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO presentó una gran variabilidad en el influente de la vivienda con una concentración máxima de 725 mg L^{-1} y una mínima de 211 mg L^{-1} , con un valor promedio de 451 mg L^{-1} . En el efluente la concentración máxima fue de 319 mg L^{-1} , la mínima fue de 106 mg L^{-1} y el promedio fue de 209 mg L^{-1} .

La medición se inició en la sexta semana de instalado el vermifiltro, se observó una tendencia a aumentar la eficiencia de remoción de 18% (211 mg L^{-1} influente a 173 mg L^{-1} en el efluente) en la primera evaluación hasta alcanzar el 77% (465 mg L^{-1} en el influente a 106 mg L^{-1} en el efluente) en la semana 12. En la figura 38 se observa que al aumentar el tiempo de operación del Vfam se aumenta la remoción de DQO.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

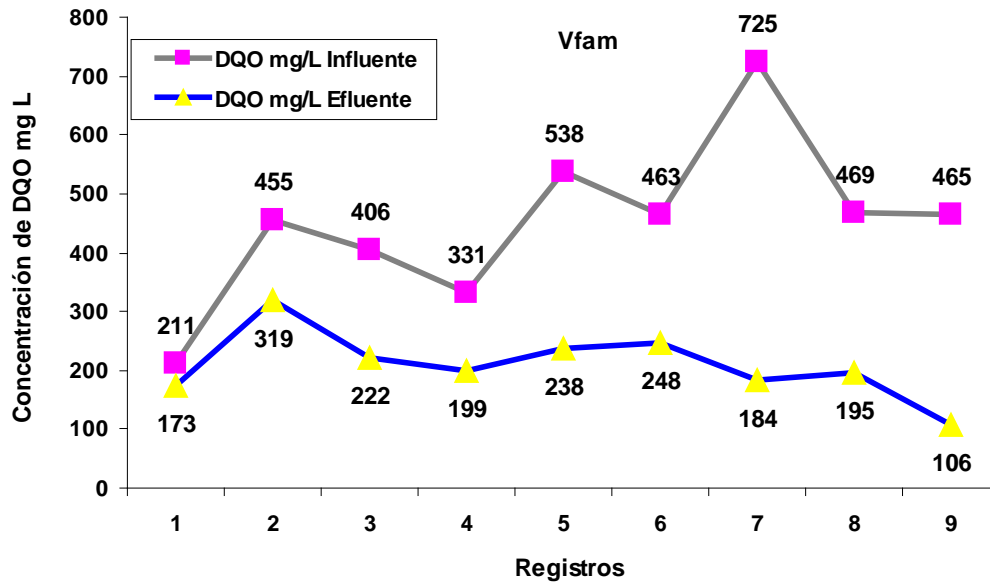


Figura 38. Comportamiento de la DQO en el proceso de estabilización del Vfam

C.6) Remoción de nutrientes

Hubo remoción de nitrógeno amoniacal que se registró en las semanas 9 a 13 de la puesta en marcha del Vfam. Los registros indican un fuerte proceso de nitrificación en todos los registros de este monitoreo, figura 39. El valor máximo en el influente fue de 52 mg L^{-1} , el mínimo fue de 22 mg L^{-1} y el promedio fue de 35 mg L^{-1} . En el efluente el valor máximo fue de 5 mg L^{-1} , el valor mínimo fue de 2 mg L^{-1} y el promedio fue de 3 mg L^{-1} , por lo que se obtuvo una remoción promedio de 91% de nitrógeno amoniacal.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

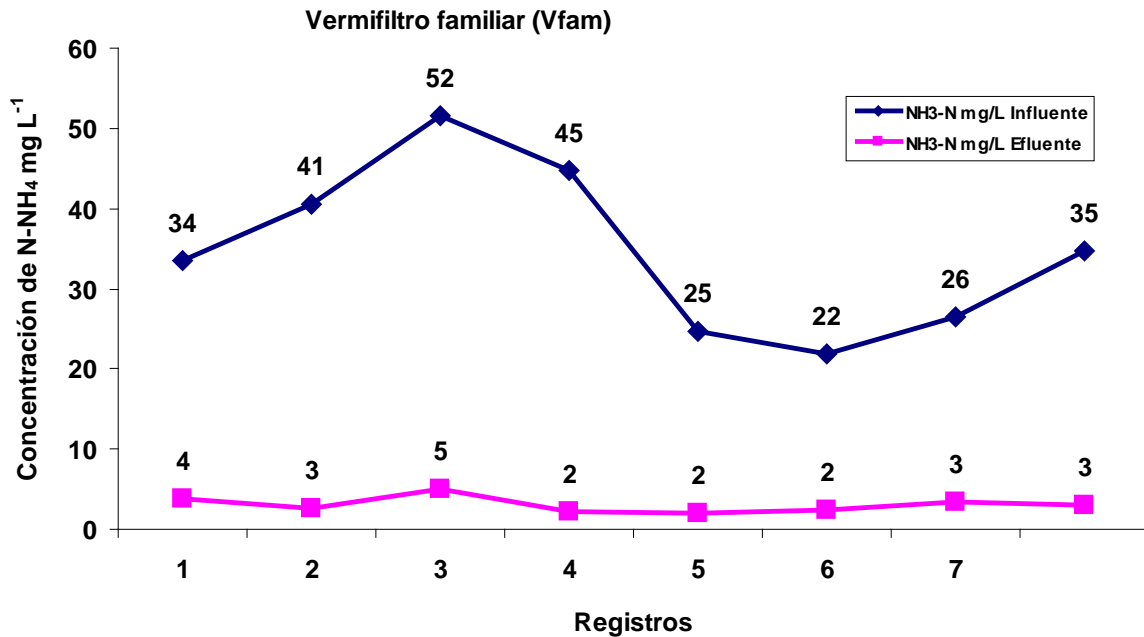


Figura 39. Comportamiento del N-NH₄ en el proceso de estabilización del Vfam

C.7) Comportamiento de nitritos y nitratos

Con respecto a la concentración de nitritos en el influente el valor máximo fue de 23.10 mg L⁻¹, el valor mínimo fue de 8.82 mg L⁻¹, la concentración promedio fue de 15.98 mg L⁻¹. En el efluente el valor máximo fue de 5.17 mg L⁻¹, el valor mínimo fue de 0.61 mg L⁻¹ y el promedio fue de 2.52 mg L⁻¹. Por lo tanto el porcentaje de remoción promedio obtenido fue de 84%. Con los registros obtenidos se observó una importante reducción de nitritos lo que hace evidente un proceso de desnitrificación en el Vfam, figura 40.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

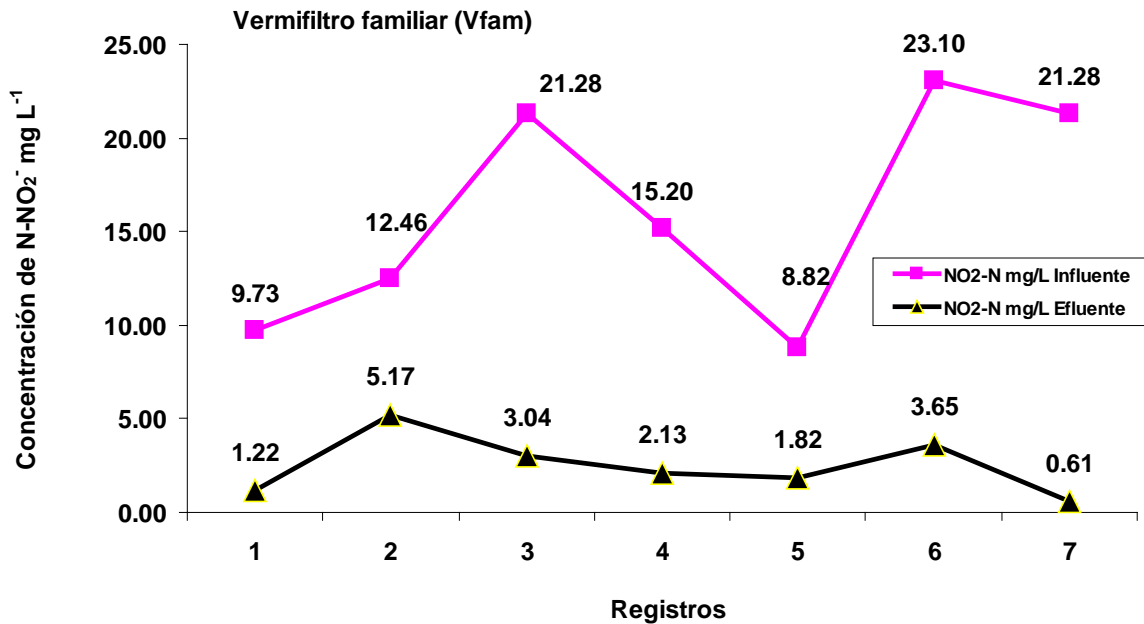


Figura 40. Comportamiento del N-NO₂⁻ en el proceso de estabilización del Vfam

La concentración del influente y efluente en el Vfam con respecto a los nitratos fue la siguiente: en el influente el valor más alto fue de 32.3 mg L⁻¹, el valor mínimo fue de 9.1 mg L⁻¹, el valor promedio fue de 18.7 mg L⁻¹. En el efluente la concentración más alta fue de 19.4 mg L⁻¹, el valor más bajo fue de 8.1 mg L⁻¹ y la concentración promedio fue de 12.8, el porcentaje promedio de remoción fue de 19.9%. Hubo incremento del 19.8% de nitratos en el registro 5, de 9.1 mg L⁻¹ en el influente a 10.9 en el efluente y en el registro 6, un incremento de 18.3 % de nitratos de 16.4 mg L⁻¹ a 19.4 mg L⁻¹. En los otros cinco registros se llevó a cabo el proceso de desnitrificación, figura 41.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

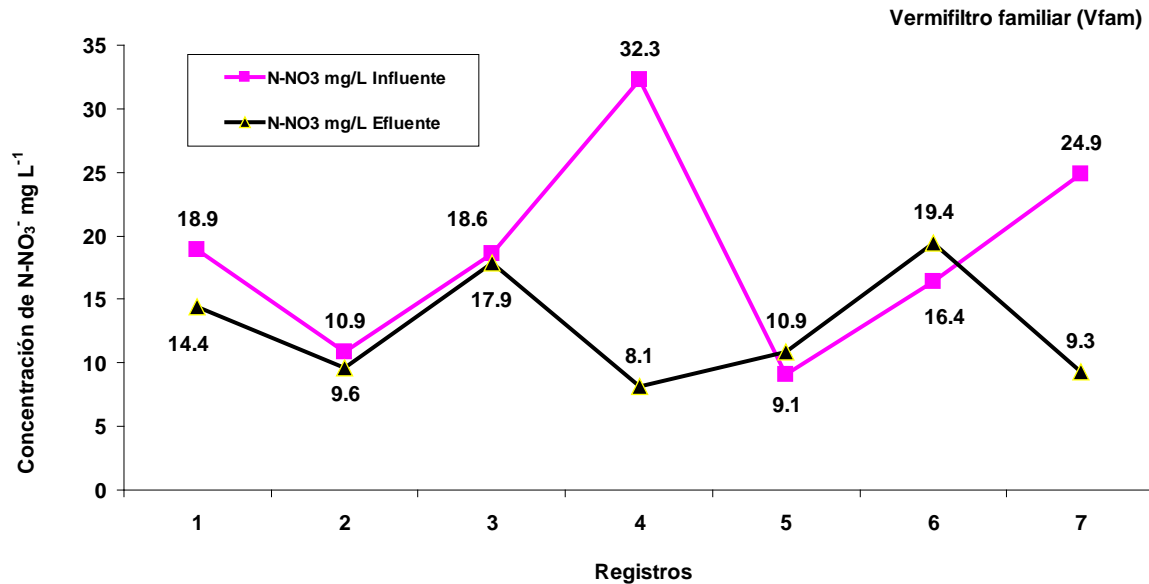


Figura 41. Comportamiento del N-NO₃ en el proceso de estabilización del Vfam

C.8) Balance de nitrificación

Para el balance de nitrificación se tomó por separado la muestra puntual analizada por los métodos convencionales y cada una de los registros analizados por los métodos Hach y se analizaron mediante la fórmula propuesta por (Reddy, 1998), en la tabla 31 se presentan los resultados de este análisis. Los porcentajes de mayor remoción de nitrógeno amoniacal correspondieron a los registros 1, (95%), 4, (95%), y 5 (92%).

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 31.-Balance de nitrificación en el Vfam

Muestra	Fórmula (Reddy, 1998): $(N-NH_4^+)_{Influyente} = (N-NH_4^+ + N-NO_3^- + N-NO_2^-)_{Efluente}$	
Muestra puntual (métodos Convencionales)	$26.8 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 0.6 \text{ mg L}^{-1} + 0.63 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	95
Muestras (método Hach)		
1	$34 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 4 \text{ mg L}^{-1} + 1.22 \text{ mg L}^{-1} + 14.4 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	88
2	$41 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 3 \text{ mg L}^{-1} + 5.17 \text{ mg L}^{-1} + 9.6 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	93
3	$52 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 5 \text{ mg L}^{-1} + 3.04 \text{ mg L}^{-1} + 17.9 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	90
4	$45 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 2.2 \text{ mg L}^{-1} + 2.13 \text{ mg L}^{-1} + 8.1 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	95
5	$25 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 2 \text{ mg L}^{-1} + 1.82 \text{ mg L}^{-1} + 9.1 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	92
6	$22 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 2 \text{ mg L}^{-1} + 3.65 \text{ mg L}^{-1} + 16.4 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	91
7	$26 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 3 \text{ mg L}^{-1} + 0.61 \text{ mg L}^{-1} + 9.3 \text{ mg L}^{-1} \text{ Efl}$	89

C.9) Relación carbono nitrógeno

Se calculó la relación carbono nitrógeno con los valores de DQO, DBO y N-NH₄ de la muestra puntual y el promedio de estos parámetros en las muestras analizadas con los métodos Hach, tabla 32.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 32.-Relación carbono nitrógeno

Etapa	Relación C/N		Remociones		
	DQO/N-NH ₄	DQO/NT	DQO	DBO ₅	N-NH ₄
			%		
Muestra puntual	382/26.8 = 14.4	382/37 = 10.3	57	94	98
Promedio Muestras Hach	447/35 = 12.8	447/43 = 10.4	77	NA	91
NA = no analizado					

Se calculó la relación C/N con los valores de la muestra puntual: DQO 382 mg L⁻¹, DBO 179 y con los valores promedio de las muestras Hach. Se tuvo una relación DQO/N-NH₄ de 14.4 con la muestra puntual, mientras que con el promedio de las muestras Hach fue de 12.8. La relación DQO/NT con la muestra puntual fue de 10.3 y la obtenida con los promedios de las pruebas Hach fue de 10.4. Las relaciones C/N fueron suficientes para llevar a cabo los procesos de nitrificación, de acuerdo a los criterios de los autores mencionados (Gilbert et al. 2008 y Ying-Chih et al, 2007). Hubo correspondencia entre las relaciones C/N altas y a los porcentajes de remoción del N-NH₄ altos (98% y 91%). En el caso de la muestra puntual también hubo una correlación entre las relaciones DQO/N-NH₄ alta y un porcentaje alto de remoción de DBO 94%. Los porcentajes de remoción de DQO no fueron muy grandes debido a que el Vermifiltro se encontraba en proceso de estabilización.

C.10) Fosfatos totales

Al igual que en el VP los fosfatos incrementaron en el efluente tratado por vermifiltración de 26 mg L⁻¹ en promedio en el influente a 57 mg L⁻¹ en promedio en el efluente, un incremento del 119% de estos compuestos, figura 42.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

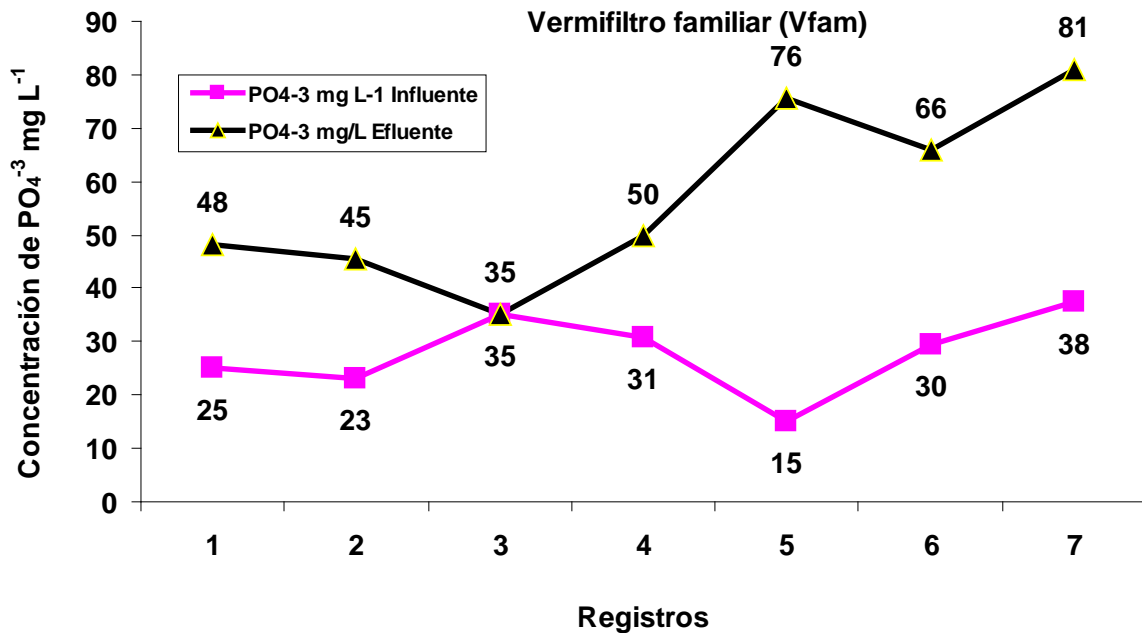


Figura 42. Comportamiento del PO_4^{-3} en el proceso de estabilización del Vfam

C.11) Potencial de hidrógeno (pH)

El pH del agua residual de la vivienda disminuyó ligeramente en el vermifiltro como quedó demostrado en los registros que se tuvieron en el Vfam, figura 43. El pH varió el promedio de ligeramente alcalino (pH 7.6), permaneciendo ligeramente alcalino después de la vermifiltración (promedio pH 7.3). Sin embargo, ya se pueden encontrar cuatro registros debajo de un pH de 7.0, indicando una ligera tendencia a la disminución de este parámetro.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

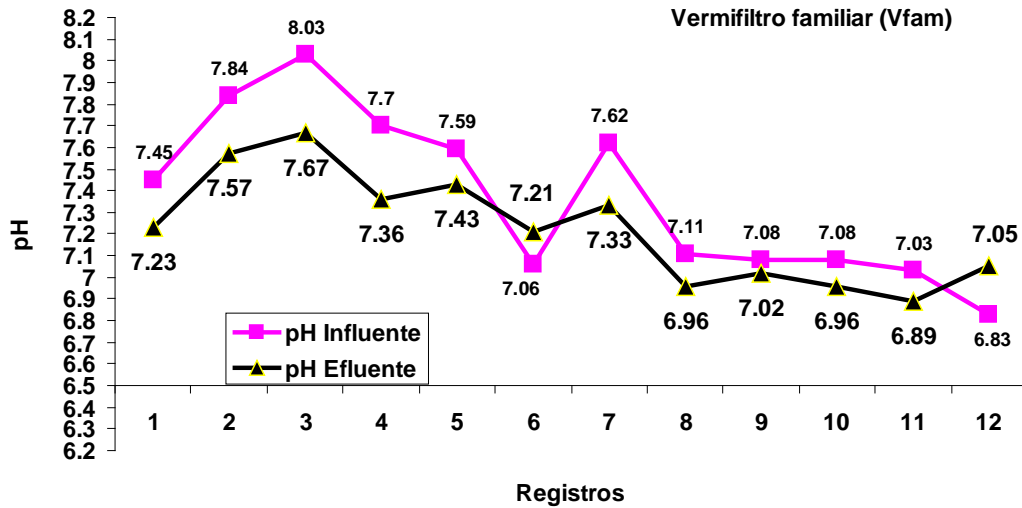


Figura 43. Comportamiento del pH en el proceso de estabilización del Vfam

C.12) Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica tuvo variaciones de acuerdo a la calidad del agua residual del influente, la cual en promedio fue de 681 mS dm^{-2} e incrementó a $1348.5 \text{ mS dm}^{-2}$ en promedio al pasar por el vermifiltro y equivale al 98%, figura 44.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

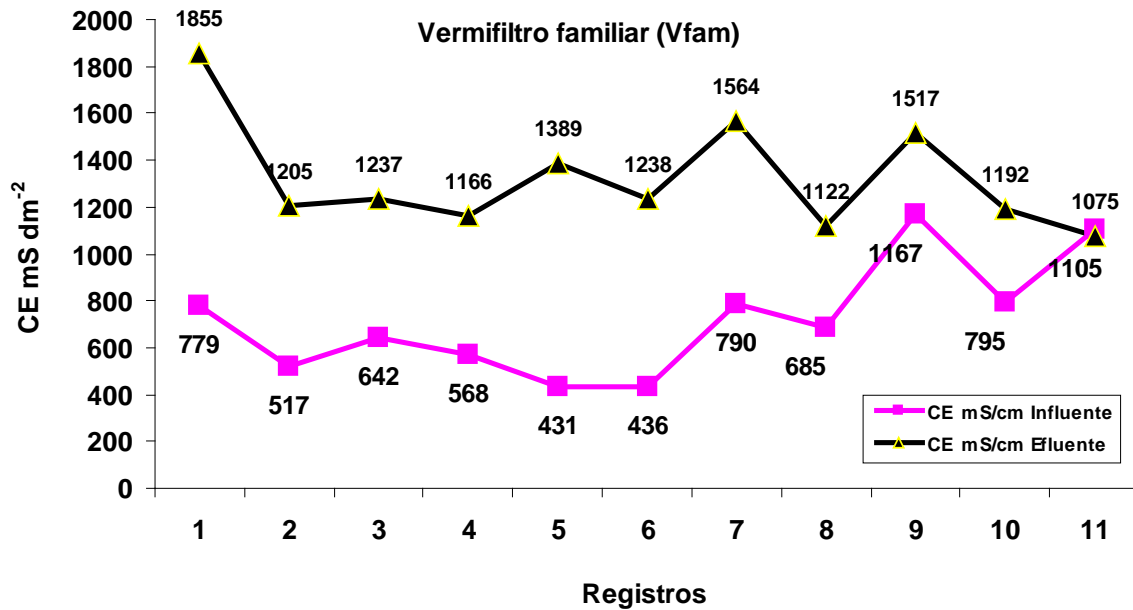


Figura 44. Comportamiento de la CE en el proceso de estabilización del Vfam

C.13) Sólidos disueltos totales

También en el caso del Vfam los valores de sólidos disueltos totales estuvieron en relación al comportamiento de la conductividad eléctrica, con variaciones de acuerdo a la concentración del influente que en promedio fue de 332 mg L^{-1} y en el efluente de 649 mg L^{-1} , por lo que aumentó un 96% después de pasar por el vermifiltro, figura 45.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

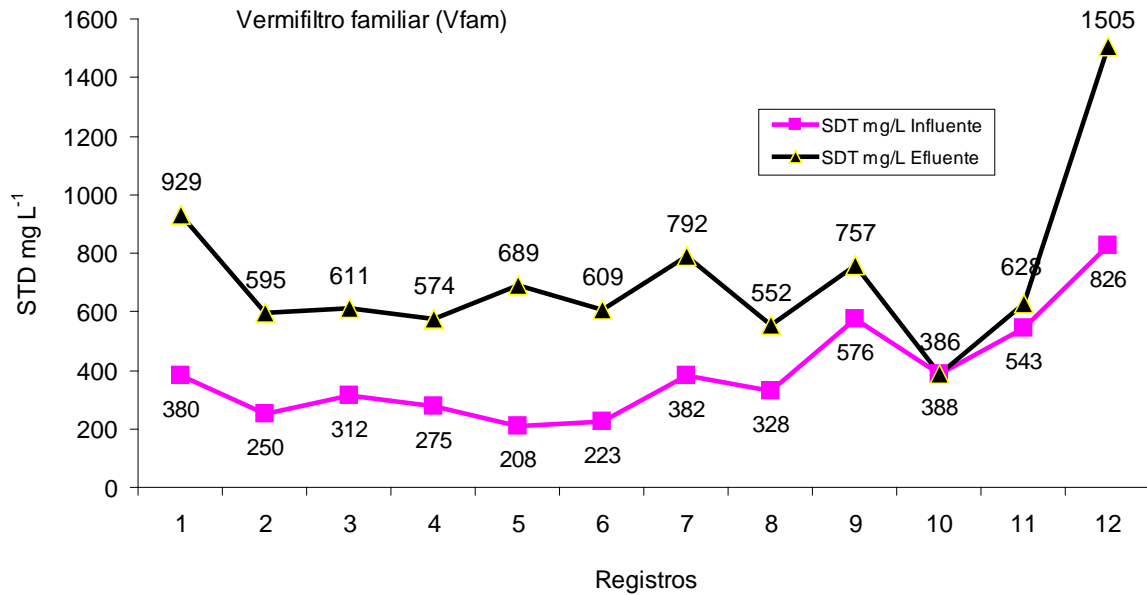


Figura 45. Comportamiento de los SDT en el proceso de estabilización del Vfam

C.14) Oxígeno disuelto

Se incrementa de 0.42 mg L^{-1} en el influente a 5.1 mg L^{-1} en el efluente, figura 46. Un incremento de 12 veces el valor promedio del influente.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

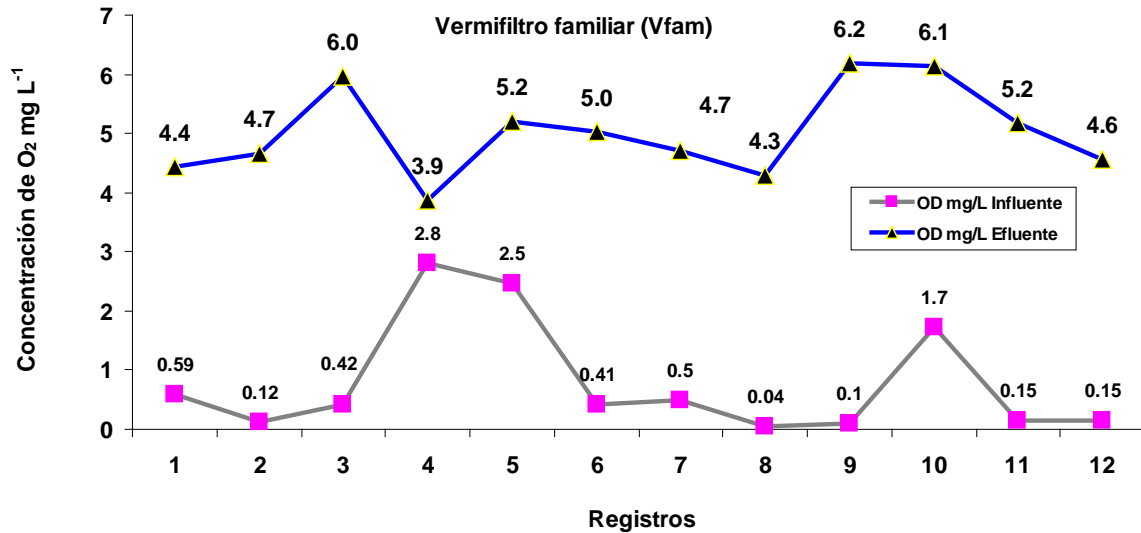


Figura 46. Comportamiento del O₂ en el proceso de estabilización del Vfam

C.15) Turbidez

La turbidez en el influente tuvo un valor promedio de 136 NTU y durante el proceso de monitoreo se obtuvieron registros en el efluente con un promedio de 7 NTU, se logró remover en promedio 95% de este parámetro, figura 47.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

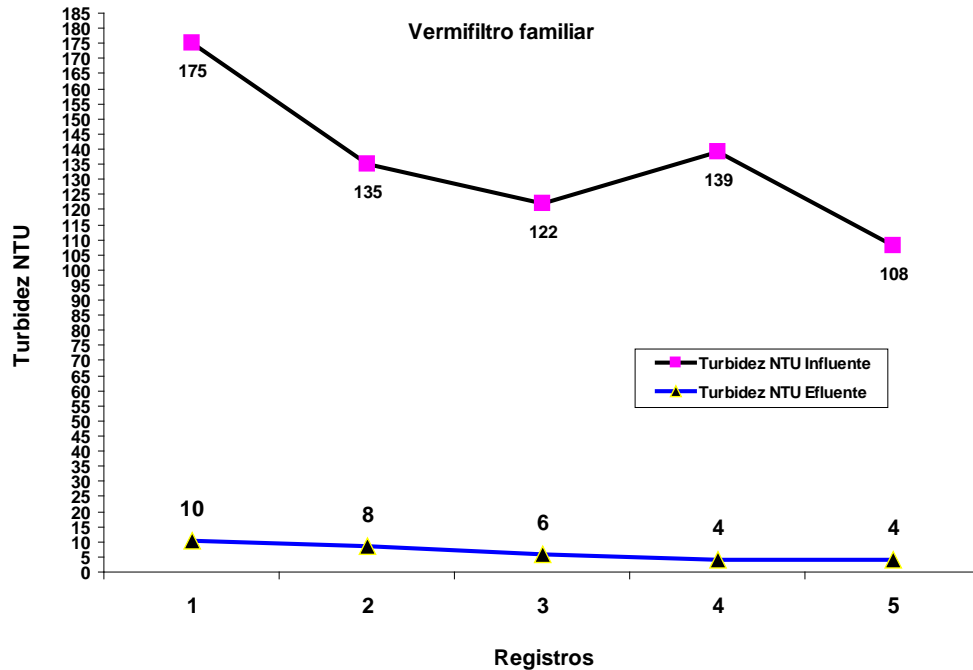


Figura 47. Comportamiento de la turbidez en el proceso de estabilización del Vfam

C.16) Coliformes fecales

La concentración inicial de CF en el influente de la vivienda fue de 1×10^6 y en el efluente se redujeron dos logaritmos para quedar en 2.10×10^4 , figura 48.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

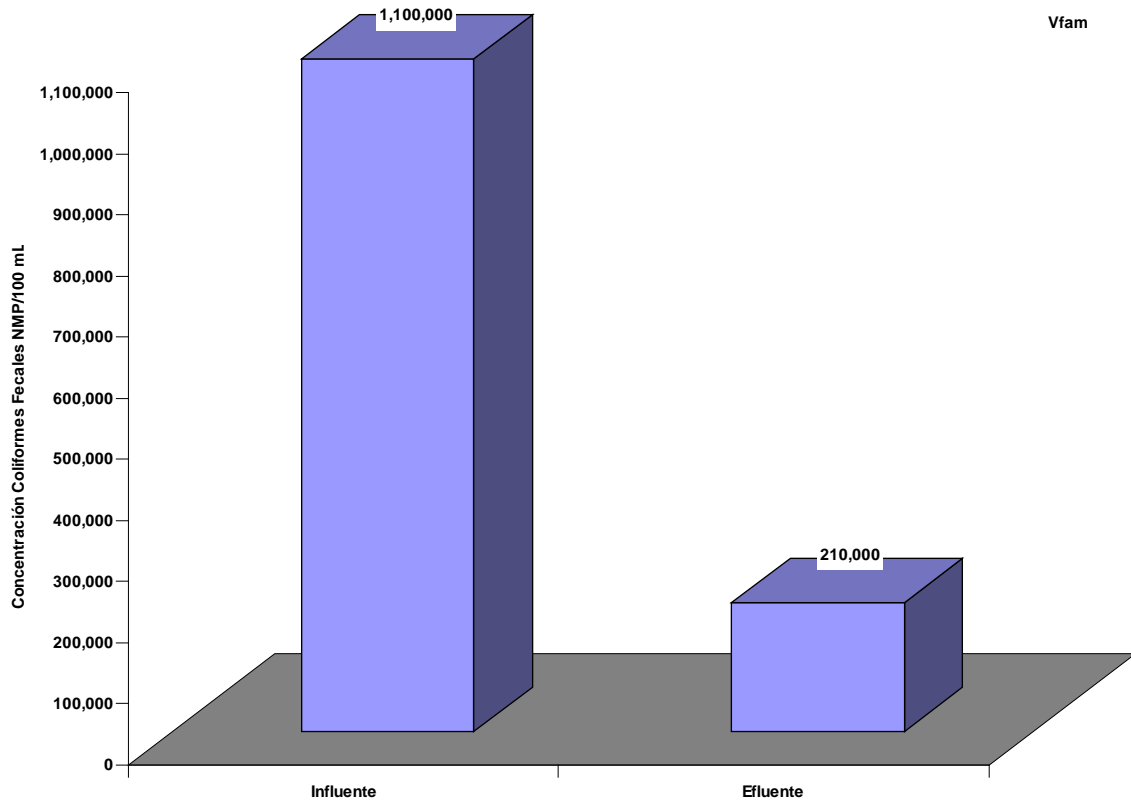


Figura 48.-Reducción de coliformes fecales en el vermifiltro familiar

8.5 Discusión de los resultados

Características de las aguas residuales

Las características de las aguas residuales que fueron tratadas en el VP y en el V_{fam} , estuvieron dentro de los rangos de aguas residuales municipales. Algunos parámetros en el VP como DQO (298 mg L^{-1}), DBO_5 ; (142 mg L^{-1}) y SST (99 mg

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

L^{-1}) y en el Vfam, DQO (388 mg L^{-1}), DBO (179 mg L^{-1}), SST (87 mg L^{-1}), pueden clasificarse como aguas de calidad Débil (Metcalf y Eddy, 1991).

La cantidad promedio de nutrientes en el VP fue de; NTK 54 mg L^{-1} ; y $N\text{-NO}_2 + \text{NO}_3$ 0.40 mg L^{-1} . En el Vfam la concentración fue de NTK 36.1 mg L^{-1} ; 26.8 N-N-NH_4 32 mg L^{-1} ; y $N\text{-NO}_2 + \text{NO}_3$ 0.56 mg L^{-1} . Las concentraciones están dentro del rango de un agua residual de concentración arriba de la clasificación de agua Media, de acuerdo a los criterios de **Metcalf y Eddy, 1991**, por lo que el tratamiento se debe enfocar a la remoción de estos parámetros. En cuanto a la presencia de fosfatos totales la concentración promedio fue de 25 mg L^{-1} . **Jiménez, 2001**, menciona que 25 mg L^{-1} es la cantidad típica que se puede encontrar en el agua residual. También menciona que una de las fuentes del fósforo en el agua residual son los detergentes.

Otro problema igualmente importante sobre el que hay que dirigir el esfuerzo del tratamiento lo constituye la presencia de coliformes fecales CF, que se encuentran en los influentes en las siguientes concentraciones: VP Promedio 1.86×10^4 NMP/100 mL y Vfam 1×10^6 NMP/100 mL. De acuerdo a Jiménez, (2001), las concentraciones típicas de coliformes en aguas residuales en México son de $10^7\text{-}10^8$ NMP 100 mL.

Condiciones de operación

Existen parámetros críticos para el manejo de los vermifiltros según **Sinha 2007**, uno de ellos es la carga hidráulica, el otro que menciona este autor es el tiempo de retención hidráulica. La carga hidráulica la define Sinha como el volumen de agua residual aplicado por unidad de área del vermifiltro por unidad de tiempo. El tiempo de retención es el tiempo que toma el agua residual en pasar a través del vermifiltro en cual las lombrices habitan. En este estudio las condiciones de operación que se consideraron fueron, el flujo (Q), la carga hidráulica o tasa de filtración (TF) y la carga orgánica superficial (COS), que se puede considerar como la cantidad de alimento en gramos proporcionado a través del agua residual a las lombrices en el área transversal del vermifiltro donde ellas viven.

Tasas de filtración (TF)

En la literatura se recomiendan diferentes cargas hidráulicas o tasas de filtración. De acuerdo con **Yang Jian, et al. (2009a)**, la densidad y la biomasa son afectados levemente por la carga hidráulica, cuando la carga hidráulica incrementa arriba de $6.7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, esta carga hidráulica alta disminuye el número de lombrices y se reduce 1/3 la función respiratoria del sistema. **Yang Jian, et al (2009b)** mencionan que la actividad de las enzimas digestivas, la habilidad digestiva, la reducción de sólidos y la estabilización muestran excelente correlación ($p < 0.05$), cuando la carga hidráulica es de $4.8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. **Han Runping, 2004**, menciona que con una carga hidráulica de $2.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, el sistema puede remover de 74% a 87% de DQO, 30% a 57% nitrógeno amoniacal y 25% a 40% de nitrógeno total. **Wu Min, et al. 2007** operaron con una carga hidráulica de 5.3 a $6.6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, un vermifiltro piloto y encontraron que se redujeron significativamente los SSV (86.67% a 96.20%). **Meiyan Xing et al. 2010**, recomienda una carga hidráulica de 2.4 - $6.7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, mencionan también como resultados de su estudio que un incremento en la carga hidráulica induce un decremento en la eficiencia del tratamiento y en la abundancia de las lombrices adultas, cae la actividad de algunas enzimas encargadas de la degradación de compuestos orgánicos como: proteasa, alcalín fosfatasa (ALP) y celulasa. Pero la superóxido dismutasa (SOD) y la catalasa incrementan con la carga hidráulica. **Han Runping, et al. 2005** mencionan que los vermifiltros de doble capa pueden estar con flujo continuo y la carga hidráulica puede ser mayor de $2.0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}$. Los VP y Vfam se trabajaron con doble capa (vermicomposta y tezontle), sólo la CV se operó con una sola capa, con el propósito de conocer la remoción de contaminantes en esta capa. De acuerdo a **Singh y Dwivedi, (2005)**, la carga hidráulica depende de los espacios intersticiales en el material filtrante que facilitan el paso del agua. Para el agua diluida, la carga hidráulica es un factor que controla el área del vermifiltro. Los vermifiltros se usan para una gran variedad de residuos, todos dentro de los límites del nivel de oxígeno natural. Una carga hidráulica de alrededor de $0.02 \text{ m}^3/\text{hora}$ es satisfactoria.

La carga hidráulica para el VP estuvo en un rango de 0.12 a $0.24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, el rango para la CV fue de 0.17 a $0.38 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, y para el Vfam fue de $0.24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, estos valores estuvieron por debajo de lo recomendado en la literatura (2 a $8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), debido a que la capa de vermicomposta se colmató con la tasa de filtración mayor, lo que se resolvió al final del estudio agregando viruta de madera a la vermicomposta en una proporción de 2:1 y aumentando de esta forma la porosidad en esta capa sin menoscabo de la capa orgánica que es necesaria

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

para el buen desarrollo de las lombrices y del sistema. Actualmente funciona con $0.24 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y una línea de investigación es seguir aumentando la carga hidráulica para llegar a los rangos recomendados por la literatura.

Carga orgánica superficial (COS)

Singh y Dwivedi, (2005), definen la carga orgánica como la cantidad de orgánicos secos aplicados por unidad de área del vermifiltro por día ($\text{kg m}^2 \text{ d}^{-1}$). Esto es relativo a la capacidad de adsorción del medio filtrante, de la biomasa de microorganismos y de las lombrices.

Como se mencionó la carga orgánica se considera importante porque representa una fuente de alimento para los microorganismos de los que a su vez se van a alimentar las lombrices. Las lombrices tienen excelentes características degradadoras en el tratamiento de residuos sólidos por lo que los influentes con cargas orgánicas altas son excelentes para su crecimiento porque los sólidos van a quedar retenidos en esta capa. En la literatura se encontraron diferentes estudios en los que se mencionan las cargas orgánicas con las que se han trabajado con la tecnología de vermifiltración. **Sharda Dhadse, 2009** realizó un estudio para el tratamiento de agua farmacéutica herbal por vermifiltración, trabajó con diferentes cargas orgánicas entre 800 a 3,200 g DQO/ m^3 , observó remoción de metales pesados y no hubo producción de lodos.

Las cargas orgánicas superficiales en el VP estuvieron en un rango de 36.96 a 107.64 gr de DQO $\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; en la CV estas cargas orgánicas estuvieron en un rango de 52.36 a 149.5 gr de DQO $\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y en el Vfam de 91.68 gr de DQO $\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Estas cargas orgánicas no fueron suficientes para mantener a la población de *E. foetida*, ya que se presentó una reducción en el número de individuos adultos y cocones. En una casa habitación la carga orgánica del agua residual podría complementarse con los residuos orgánicos caseros que pueden aplicarse en capa delgadas. Una línea de investigación que se está explorando es precisamente la aplicación de residuos orgánicos y se ha observado que ha incrementado el número de lombrices adultas y cocones, esto va a repercutir en el mejoramiento de la eficiencia del sistema.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Remoción de parámetros de materia orgánica y sólidos

La remoción de los parámetros de materia orgánica se obtuvo desde las primeras semanas de operación de los vermifiltros. De los valores obtenidos en las muestras puntuales y las muestras analizadas semanalmente con los métodos Hach se obtuvo la siguiente remoción de los parámetros de materia orgánica:

Para el VP el valor más alto de remoción DQO fue de 92%, el más bajo fue de 59.1% el valor promedio fue de 77%. En la capa de vermicomposta (CV) se removió en promedio 56% de DQO. El Vfam en sus primeras semanas de inicio de operaciones obtuvo el valor más alto de DQO de 77%, el más bajo fue de 18% al inicio de su operación y el valor promedio fue de 53%. En el VP el valor más alto de remoción de DBO_5 fue de 99%, el más bajo fue de 73% y el valor promedio fue de 90%. Con los SST el valor más alto fue de 97%, el más bajo fue de 79% y el promedio de remoción de SST en el VP fue de 88%. Los valores de DBO_5 y SST en el efluente cumplieron con la NOM-001-SEMARNAT-1996. Se compararon estos valores con los citados por algunas referencias en la literatura y se encuentran valores de remoción parecidos. **Yin-Sheng Li, et al. (2009)**, reportan que la mayor remoción alcanzada en un vermifiltro a escala real, para DQO fue de 93.5%, la más baja fue de 60.8% y el valor promedio fue de 83.5%. La más grande remoción de DBO_5 alcanzada fue de 96.8%, mientras que la más baja fue de 81.4 % y el valor promedio fue de 89.3%. La mayor remoción de SST alcanzada fue de 93.0%, el menor valor fue de 59.4% y el valor promedio fue de 89.1%. **Jing Liu, 2009**, reportó porcentajes de remoción de DQO, N-NH_4^+ y SST en vermifiltros de $50.9 \pm 6.9\%$, $69.3 \pm 4.9\%$ y $91.9 \pm 1.8\%$.

Remoción de nutrientes

Reddy, 1998 considera que el N-orgánico se retiene en las capas del medio filtrante y pasa a formar parte de la biomasa microbiana.

En el VP se obtuvieron los siguientes porcentajes de remoción: Etapa 1, 73% de N-Total y 98% de N-NH_4^+ . En la Etapa 2 se obtuvo 72% de remoción de N-Total, 91% N-NH_4^+ . En la Etapa 3 se obtuvo 46% de N-total y de N-NH_4^+ 62%. Sólo en la Etapa 2 se obtuvo un 100% de remoción en N-NO_2^- y N-NO_3^- . La capa de vermicomposta logró remover el 35% del nitrógeno amoniacal. Los valores de NT cumplen con lo requerido por la **NOM-001-SEMARNAT-1996**.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Balance de nitrificación

En este balance se consideran el nitrógeno amoniacal y se suma a los compuestos resultantes del proceso de nitrificación N-NO_2^- y N-NO_3^- , se analizan los datos con la fórmula propuesta por **Reddy 1998**. Con el balance de nitrificación llevado a cabo la Etapa 2 (menor tasa de filtración) fue la más eficiente para la remoción de nitrógeno y en ella hubo una mayor eficiencia en la nitrificación ($32 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 3.12 \text{ mg L}^{-1} + \alpha$). Se hizo también el mismo balance para las muestras analizadas semanalmente con los métodos Hach y los mejores resultados se obtuvieron con los valores de la Etapa 2, $28 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 12.2 \text{ mg L}^{-1} + \alpha$ y Etapa 3, $35 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 10.37 \text{ mg L}^{-1} + \alpha$. En el Vfam también se obtuvo una buena eficiencia en la nitrificación ($26.8 \text{ mg L}^{-1} \text{ Infl} = 1.23 \text{ mg L}^{-1} + \alpha_{\text{Efl}}$). La α es la concentración restante de amonio que no fue medida.

La nitrificación se llevó a cabo desde los primeros días de operación de los vermifiltración. Garzón-Zúñiga, et al. (2001) mencionan que cuando el proceso de nitrificación se establece la volatilización de NH_3 se detiene, es decir el principal mecanismo de remoción del N-NH_4 , es la nitrificación. La transformación del nitrógeno amoniacal se atribuye al uso de formas orgánicas del nitrógeno para el crecimiento de microorganismos (**Reddy, et al., 1998**).

La remoción del nitrógeno amoniacal se dio en su mayor parte en la capa de tezontle (55%) y sólo (35%) en la de vermicomposta, aunque **Jian Yang et al. 2009** mencionan que en sus experimentos la capacidad de nitrificación de la capa superior en el vermifiltro fue mayor de $0.47 \text{ mg m}^3 \text{ h}$, mientras que la capacidad nitrificante de la capa inferior fue más baja ($0.19 \text{ mg m}^3 \text{ h}$). Para **Xing Mei-yan, et al. 2008**, la relación de nitrificación de un vermifiltro varía de 0.2 a $0.5 \text{ mg N-NH}_4 \text{ g h}$, con una temperatura en el lecho de 16.6 a 29.5°C . Hay una correlación lineal positiva entre la densidad de las lombrices y la cantidad de nitro bacterias, las cuales pueden existir sinérgicamente.

Se analizó el comportamiento de los nitritos y nitratos. En todas las Etapas se llevaron a cabo los procesos de nitrificación y en algunos registros se observa el proceso de desnitrificación, tanto en la capa de vermicomposta CV, como en efluente VP. Las concentraciones de N-NO_2^- y N-NO_3^- en el influente VP N-NO_2^- (2.7 - 5.3 mg L^{-1}) y N-NO_3^- (2.8 a 5.8 mg L^{-1}) son altas lo que indica que se estableció el proceso de nitrificación. La mayor parte son procesos de nitrificación tanto en la CV como en el efluente del VP. En la Etapa 2, en la capa de

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

vermicomposta se produjo la mayor parte de los procesos de desnitrificación N-NO₂ 5 mg L⁻¹_{infl} a 1.6 mg L⁻¹_{effl} y N-NO₃, 3.6 mg L⁻¹_{infl} a 1.7 mg L⁻¹_{effl}. Etapa 3, N-NO₂ 5.3 mg L⁻¹_{infl} a 1.2 mg L⁻¹_{effl} y N-NO₃, 5.8 mg L⁻¹_{infl} a 3.3 mg L⁻¹_{effl}. En la CT se desarrollaron en algunos registros procesos de nitrificación y desnitrificación. **T. Decaens, et al, 1999**, mencionan que la desnitrificación es un proceso típico del ambiente anaerobio del tracto digestivo de las lombrices, en donde se usa amonio y nitratos para producir NO₂. **Horn, et al. 2006**, mencionan que los microorganismos denitrificadores (flavobacterias) al interior del tracto digestivo de las lombrices son más abundantes (10 a 1000), que en el suelo. Qiu Jiang ping, 2000, menciona que dentro de los pellets excretados por las lombrices se llevan a cabo los procesos de nitrificación-desnitrificación en el filtro. Drake, H. y Horn, M. (2006), confirman que dentro del tracto digestivo de las lombrices crecen bacterias que contribuyen a la desnitrificación. El trabajo de estas bacterias está influenciado por factores in situ del sistema digestivo de las lombrices como son las condiciones de anoxia, alta calidad del carbono orgánico, nitratos y nitritos.

Comportamiento del Fósforo

Los fosfatos son el resultado de la contaminación con detergentes, aunque también con estiércol y heces humanas. Producen eutroficación de los cuerpos de agua. Su concentración en la NOM-001-SEMARNAT-1996 debe ser de 20 mg L⁻¹. **Dube, et al. (1995)**, indica que la eliminación de fósforo en los biofiltros se da especialmente por filtración física. Otros autores mencionan que parte de la remoción es debida al consumo de fósforo por los microorganismos (**Correa y Sierra, 2004; Badillo 2009**). De acuerdo a **Metcalf y Eddy, Inc. (1991)** las aguas residuales domésticas pueden tener una concentración de fósforo total en estos rangos: mínima de 4 mg L⁻¹, un promedio de 8 mg L⁻¹ y un máximo de 15 mg L⁻¹. Comparando este rango con las concentraciones obtenidas de fosfatos totales obtenidas en este estudio. La concentración del influente del VP fue de 5 mg L⁻¹, este valor estuvo cerca de la concentración mínima. La concentración en el Vfam fue de 25, este valor se sale del rango mencionado anteriormente. En ninguna de las etapas en el VP hubo remoción de la concentración de fosfatos totales, por el contrario hubo incrementos. Etapa 1, (5 mg L⁻¹_{infl} a 14 mg L⁻¹_{efflu}); Etapa 2, (13 mg L⁻¹_{infl} a 34 mg L⁻¹_{efflu}). En el Vfam el fósforo también se incrementó la concentración de 25 mg L⁻¹_{infl} a 36.24 mg L⁻¹_{efflu}. Se cree que esto se debe a que la capa de vermicomposta esta hecha con base a lodo residual de la planta de la STAR-IMTA. **Jimenez, 2001** menciona que en el tratamiento del agua el fósforo se acumula en los lodos. El influente de los vermifiltro a su paso por esta capa de

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

vermicomposta arrastra el fósforo y a eso se debe el incremento. Sin embargo se debe estudiar más a fondo este comportamiento. En la vivienda esta capa de vermicomposta puede producirse a partir de los residuos orgánicos de la familia y así evitar ese incremento de fósforo.

Relación DBO₅/DQO

La relación DBO₅/DQO de un agua que contiene exclusivamente materia orgánica fácilmente biodegradable varía entre 0.4 a 0.7, (**Metcalf, 1991**). La relación DBO/DQO, encontrada para el influente de la planta STAR-IMTA fue de 0.48. La relación DBO/DQO, encontrada para el influente de la casa habitación fue de 0.46, estos valores indican que se tenían influentes con aguas residuales fácilmente biodegradables.

Relación carbono nitrógeno

Fang Cai-xia, et al. 2010, mencionan que la nitrificación en el ecofiltro es fuerte y la desnitrificación se inhibe, por lo que la mayor remoción de NT se puede obtener incrementando la relación humedad/sequedad e incrementando la relación C/N del influente. **Ying-Chih, et al. 2007** mostraron que con relaciones de DQO/N-NH₄⁺ de 6.3, 11.1 y 19.7 pudieron obtener eficiencias de nitrificación-desnitrificación simultánea de 1.02 %, 98.7 % y 97.1 %, por lo tanto con relaciones carbono nitrógeno bajas en el influente el proceso de nitrificación y desnitrificación no es eficiente. Esto quedó confirmado cuando en el VP se relacionaron la DQO/N-NH₄ y las eficiencias de remoción de nitrógeno total y amoniacal y hubo una correlación, a mayor relación DQO/N-NH₄ mayor remoción de NT (Etapa 1, relación DQO/N-NH₄ 17.75, remoción NT 94% y N-NH₄ 98%). A menor relación C/N menor remoción (Etapa 3, DQO/N-NH₄ 7.41, remoción NT 70% y N-NH₄ 62%). Sin embargo en la Etapa 2, con una relación C/N de 9.63, la remoción del NTK no fue alta 72%, pero la remoción del N-NH₄ fue alta 91% y fue en la única etapa en la que se dieron los procesos de nitrificación y desnitrificación ya que hubo 100% de remoción de N-NO₂ + N-NO₃.

Gilbert, et al. 2008, reportó remociones de DQO de 75% con relaciones de DBO/NTK de 3 y de 84% con relaciones de DBO/NTK de 8.2. Taylor et al. 2003 mencionan que la cantidad de desnitrificación estuvo en función de la DBO₅ de los residuos. En este estudio la mayor relación DBO/NTK 3.65 correspondió a un

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

mayor porcentaje de remoción de DQO (92%), Etapa 1. Y la menor relación DBO/NTK (1.11 alcanzó una remoción de DQO de (88%), Etapa 2. Sin embargo en la Etapa 3, con una relación parecida a la de la Etapa 2, DBO/NTK 1.18 sólo se obtuvo 58% de remoción de DQO, la diferencia estuvo en las condiciones de operación, la Etapa 2 operaba con menor tasa de filtración y la Etapa 3 con mayor tasa de filtración.

Oxígeno disuelto,

El incremento de la concentración de oxígeno disuelto en el efluente es una de las contribuciones de la vermifiltración. **Sinha, et al., 2008**, mencionan que las lombrices mejoran la aeración natural del sustrato del vermifiltro granulando las partículas de arcilla, La concentración de nitratos aumenta, estableciéndose en los biofiltros una nitrificación, es decir, en todos los biofiltros la aeración producida por las lombrices fue suficiente para que se estableciera la nitrificación.

Las lombrices favorecen las condiciones aerobias, sin necesidad del uso de energía eléctrica para inyectar aire al sistema, así se demostró al pasar el agua residual por la capa de vermicomposta y luego al pasar por la capa de tezontle. **Capistrán et al., 2001** mencionan que las lombrices construyen galerías que favorecen la circulación de oxígeno y la ventilación del sistema, esto permite que se lleve a cabo la degradación aerobia y la disminución de olores. Al respecto del olor, no se hizo medición de la concentración del olor, pero si hubo un cambio en el olor que fue evidente en el efluente ya que no presentaba el olor séptico típico del agua residual, sino que olía a agua con olor a tierra. En todas las etapas se observó el incremento en la concentración de oxígeno (Etapa 1, 0.5 mg L_{infl} a 4.1 mg L_{eflu}; Etapa 2; de 0.95 mg L⁻¹_{infl} a 4.8 mg L⁻¹_{eflu} y Etapa 3 0.8 mg L⁻¹_{infl} a 4.7 mg L⁻¹_{eflu}). La vermicomposta contribuyó al aumento inicial del oxígeno disuelto en 2 mg L en promedio y la capa del tezontle contribuyó con 3 mg L en promedio, para aumentar en total a 5 mg L de oxígeno disuelto en el sistema.

Li Xu-dong, et al. (2008), mencionan que el oxígeno disuelto en el efluente puede alcanzar el valor de saturación; el valor más alto de DO registrado por este autor en sus registros fue de 11.7 mg L, el cual tiene un buen efecto en el crecimiento de organismos acuáticos en los cuerpos de agua. **Colas, (1977)**, menciona que el nivel de OD compatible con la vida normal de los peces es >5 mg L. Numerosos estudios científicos sugieren que 4-5 partes por millón (ppm) de oxígeno disuelto es la mínima cantidad que soportara una gran y diversa

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

población de peces. El nivel de oxígeno disuelto en las buenas aguas de pesca generalmente tiene una media de 9.0 partes por millón (ppm), **Lenntech, 2011**.

Pero no nada más se mejora la calidad del agua en el efluente, sino que el proceso de tratamiento del agua residual mismo se ve beneficiado ya que varios procesos requieren de oxígeno para que se puedan llevar a cabo. Para la nitrificación se requieren concentraciones de oxígeno disuelto mayores de 2 mg L^{-1} (**Ramalho, et al. 1996**). Otros autores como **Ujang et al. (2002)** mencionan que para que la nitrificación se lleve a cabo es necesaria una concentración de OD mayor de 1 mg L^{-1} . **Winkler (2008)** mencionan que existen reportes sobre la inhibición de la nitrificación a niveles de 0.2 y 0.5 mg L^{-1} de OD. Las concentraciones de OD en el presente estudio fueron suficientes como para llevar a cabo los procesos de nitrificación.

pH

Los valores de pH del influente (pH de 7.3 a 7.4) en el VP disminuyeron al ingresar a la capa de vermicomposta hasta un rango de pH de 6.3 a 6.7. El pH varió en promedio de ligeramente alcalino en el influente (pH 7.3) a ligeramente ácido 6.5 al filtrarse en la capa de vermicomposta, permaneciendo en ligeramente ácido por su paso por la capa del tezontle hasta el efluente final (pH 6.6). De acuerdo a **Garzón-Zúñiga et al. 2002** el pH puede disminuir debido a los ácidos húmicos del material de empaque. Por otra parte Metcalf y Eddy, (2003), mencionaron que los valores de pH que se encuentran entre 7.5 a 8.0 son óptimos para llevar a cabo la nitrificación. Los valores obtenidos en el estudio aunque bajos no fueron limitantes para la nitrificación porque está se llevo a cabo eficientemente.

Conductividad eléctrica (CE) y Sólidos disueltos totales (SDT)

En el VP hubo un ligero incremento de CE ($697 \text{ mS dm}^{-2}_{\text{inf}}$) a su paso por la capa de vermicomposta, aumentó en 8% ($755 \text{ mS dm}^{-2}_{\text{cv}}$), a su paso por la capa de tezontle disminuyó ligeramente en 6% ($708 \text{ mS dm}^{-2}_{\text{eff}}$), por lo que la CE sólo subió en 2% en total.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales Proyecto TC-1107

Los valores de sólidos disueltos totales en el VP se incrementaron de $340 \text{ mg L}^{-1}_{\text{infl}}$ a $365 \text{ mg L}^{-1}_{\text{cv}}$, (7%); para reducirse en 2.4 % en la capa de tezontle, quedando en 356 mg L^{-1} .

La CE en el Vfam fue en promedio de $681 \text{ mS dm}^{-2}_{\text{inf}}$ y aumentó a $1349 \text{ mS d}^{-2}_{\text{mefl}}$. Tuvo un incremento al pasar por el vermifiltro de 98%. En el Vfam se tuvo un valor promedio de SDT en el influente de 332 mg L^{-1} y en el efluente de 649 mg L^{-1} , por lo que aumentaron en 96%.

Estos incrementos se explican porque gran parte de la capa de vermicomposta esta mineralizada, el agua a su paso por esta capa y la de tezontle es lavada y muchas sales se arrastran en el efluente. En el Vfam el lavado fue mayor porque tenía pocas semanas de haber sido instalado.

Temperatura

Morales, (2006), menciona que para que se lleve a cabo la nitrificación, la temperatura óptima debe ser de 30-36 °C. De acuerdo a **Reddy, et al. 1998**, hay un posible crecimiento de bacterias nitrificantes de 4 °C a 50 °C y para que se de la desnitrificación de 10 °C a 30 °C. **Jian Yang, et al. 2009** mencionan que la temperatura si tiene un efecto sobre los porcentajes de remoción de los contaminantes y que estos pueden reducirse a la mitad en el invierno. **Xing Mei-yan, et al. 2008** encontraron que la relación de nitrificación de un vermifiltro varía de 0.2 a 0.5 mg N-NH₄ g h, con una temperatura en el lecho de 16.6 a 29.5°C. La temperatura interna en el VP estuvo en un rango de 11 °C a 15 °C, mientras que la externa estuvo de 20 °C a 21 °C, por lo tanto la temperatura que se registró en el vermifiltro fue adecuada para que se llevara a cabo la nitrificación y desnitrificación.

Turbidez

Sinha, et al., (2008), mencionan que la remoción de la turbidez en un vermifiltro se lleva a cabo por la adsorción de las partículas suspendidas sobre la superficie de todas las partículas que componen el vermifiltro, la remoción se ve afectada por el tiempo de retención (TRH), así la remoción de turbidez incrementa con el incremento del TRH.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

En el VP se tuvieron altas remociones de turbidez. En la Etapa 1, la turbidez tuvo una remoción de 97%. En la Etapa 2, se tuvo una remoción de 94 %. En la Etapa 3 la remoción fue de 94%. En el Vfam se logró remover en promedio 95% de este parámetro.

Existen estudios que indican que la remoción de turbidez es mayor a 88% en filtros con lombrices en comparación con filtro que no tenían, los cuales sólo pudieron remover 60% de turbidez, (Sinha, 2007).

Grasas y aceites (G y A) y Detergentes (SAAM)

Las G y A para el VP fueron de $46.9 \text{ mg L}^{-1}_{\text{infl}}$ y de $13.3 \text{ mg L}^{-1}_{\text{efl}}$, lo cual representó una remoción de 72%. La NOM-001-SEMARNAT-1996, exige como límite máximo 15 mg L^{-1} , por lo que se cumplió con este parámetro.

Para las SAAM la concentración fue de $1.07 \text{ mg L}^{-1}_{\text{infl}}$ y de $0.262 \text{ mg L}^{-1}_{\text{efl}}$ por lo que hubo una remoción de 76%. No hay normatividad mexicana para los detergentes, pero existe un estándar para la presencia de detergentes en los cuerpos de agua que marca 0.5 mg L^{-1} que representa un factor de seguridad de 15,000 veces en relación con su toxicidad (Jiménez, 2001). El valor obtenido para los detergentes en este estudio es inferior a este estándar.

Coliformes fecales

La reducción de coliformes fecales en los biofiltros es debido a la sorción y a la depredación de microorganismos por macro-organismos (Limping Kuai, et al. 1998). Buelna y Belanger (1990) obtuvieron eficiencias de remoción de coliformes fecales en un sistema de biofiltración sobre madera y peatmos, también mencionan que la altura de la cama filtrante y el caudal de alimentación juegan un papel importante en la remoción de patógenos. Piet et al. (1994) reportan que en un biofiltros empacado con turba operado a 0.075 g cm^{-3} se redujeron de 3 a 4 unidades logarítmicas. En este estudio se pudo confirmar esta reducción de CF ya que la concentración de coliformes fecales disminuyó en la Etapa 1, de 18,516 NMP/100 mL a $< 3 \text{ NMP/100 mL}$ (99.98%). En la Etapa 2, disminuyó de 6,400 a 750 NMP 100 MI (88%). Estos resultados muestran que hubo una buena remoción de CF. La NOM-001-SEMARNAT-1996, establece como límite máximo permisible 1000 NMP/100 mL, en estos dos casos se cumple la normatividad. Sin

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

embargo en la Etapa 3, (mayor carga hidráulica), no hubo reducción de patógenos, al contrario aumentó ya que la concentración inicial fue de 7.50×10^5 NMP/100 mL y en el efluente se obtuvo 1.50×10^6 NMP/100 mL, esto coincide con lo que mencionan William et al. 2007 y Moreno et al. 2005 que concluyeron que la remoción de CF disminuyó al incrementar las cargas hidráulicas.

En el vermifiltro familiar en la 9ª, semana de iniciada la operación del vermifiltro la concentración de CF se redujo en dos unidades logarítmicas, la concentración inicial de CF en el influente de la vivienda fue de 1×10^6 y en el efluente se redujeron dos logaritmos para quedar en 2.10×10^4 , (98% de remoción), sin embargo no se cumple la norma de < 1000 NMP/100 mL.

8.6 Conclusiones y recomendaciones

Las aguas residuales tratadas por su carga orgánica estuvieron en concentraciones parecidas a aguas residuales Débiles. La concentración de nutrientes (NT, NTK, N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃ y fosfatos totales), fue más alta que las aguas residuales Medias. La concentración de coliformes fecales está un poco por debajo de las concentraciones típicas (10^7 - 10^8 NMP 100 mL de las aguas residuales en México), pero aún así pueden representar un problema de salud pública. Aun cuando es necesario remover carga orgánica el tratamiento para estas aguas debe estar dirigido principalmente a remover los nutrientes y coliformes fecales.

Los parámetros de operación seleccionados (Q flujo, carga orgánica superficial COS y tasa de filtración (TF) fueron adecuados para el manejo del sistema, son los parámetros críticos para el manejo de los vermifiltros. No se pudo incrementar la tasa de filtración a los rangos recomendados en la literatura por varios autores (2 a $6 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) debido a que el VP se colmató cuando se usó la TF más alta ($0.38 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Este problema se resolvió al final del estudio, se agregó viruta de madera a la capa de vermicomposta en una proporción de 2:1, así se aumentó la porosidad en esta capa sin menoscabo de la capa orgánica que es necesaria para el buen desarrollo de las lombrices y del sistema. Una línea de investigación es seguir aumentando la carga hidráulica para llegar a los rangos recomendados por la literatura. Sin embargo se debe llegar a un equilibrio ya que un incremento en la carga hidráulica induce un decremento en la eficiencia del tratamiento y en la abundancia de las lombrices adultas. El trabajar los vermifiltros con doble capa (vermicomposta y tezontle también ayudó a aumentar la eficiencia del

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

tratamiento), por lo que esta es otra condición de operación que debe mantenerse. Los materiales con los que se trabajó (tezontle y vermicomposta) son de bajo costo y en el caso de la vermicomposta se puede producir con residuos orgánicos de las casas y acondicionar con viruta de madera u otro material que aumente su porosidad.

Las cargas orgánicas no fueron suficientes para mantener a la población de *Eisenia foetida*, ya que se presentó una reducción en el número de individuos adultos y cocones. En una casa habitación la carga orgánica del agua residual podría complementarse con los residuos orgánicos caseros que pueden aplicarse en capas delgadas, ya que se ha observado que ha incrementado el número de lombrices adultas y cocones, esto va a repercutir en el mejoramiento de la eficiencia del sistema.

Los vermifiltros fueron eficientes en la remoción de contaminantes. La remoción de los parámetros de carga orgánica y de nutrientes se obtuvo desde las primeras semanas de operación de los vermifiltros, por lo que la estabilización del sistema es rápida. Los porcentajes de remoción de materia orgánica más altos que se pudieron alcanzar (DQO, 92%; DBO₅ 99% y SST 97%, son parecidos a los que se citan en la literatura para este tipo de sistemas. En cuanto a nutrientes en todas las condiciones de operación hubo remociones significativas de nitrógeno amoniacal lo que indica que en los tres casos se llevó a cabo un proceso intenso de nitrificación. El proceso de nitrificación fue el principal mecanismo de remoción del nitrógeno amoniacal, también se llevaron a cabo procesos de desnitrificación pero no fue una constante. Aún cuando es necesario seguir la investigación para lograr las condiciones de operación óptimas que ayuden a obtener los dos procesos nitrificación-desnitrificación, es necesario aclarar que el efluente se puede reusar para riego agrícola en donde son necesarios nutrientes como los nitratos y el fósforo. Los valores de DBO, SST y NT y CF cumplen con lo requerido por la **NOM-001-SEMARNAT-1996**.

Al comparar la remoción de contaminantes la capa de vermicomposta (CV) y de tezontle (CT), vemos que entre las dos alcanzaron a remover en forma combinada los siguientes parámetros: DQO 51%_{CV} + 23%_{CT} y N-NH₄ 35 %_{CV} y 54 %_{CT}. En la CV se llevaron a cabo la mayor parte de los procesos de desnitrificación.

Se comprobó que el incremento de la concentración de oxígeno disuelto en el efluente es una de las contribuciones de la vermifiltración. Las lombrices

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

favorecieron las condiciones aerobias, sin necesidad del uso de energía eléctrica para inyectar aire al sistema, así se demostró al pasar el agua residual por la capa de vermicomposta y luego al pasar por la capa de tezontle. La vermicomposta contribuyó al aumento inicial del oxígeno disuelto en 2 mg/L en promedio y la capa del tezontle contribuyó con 3 mg L⁻¹ en promedio, para aumentar en total a 5 mg L⁻¹ de oxígeno disuelto en el sistema. El proceso de tratamiento del agua residual se vio beneficiado con esta aeración natural al acelerar la estabilización del sistema y remover contaminantes desde las primeras semanas. Uno de los beneficios más importantes se observó en el proceso de nitrificación.

El tratamiento del agua por vermifiltración no produjo olores nocivos. El olor cambio de un típico olor séptico de agua residual en el influente a un olor a tierra húmeda en el efluente. No hubo producción de lodos residuales, por el contrario hubo una pequeña reducción del volumen de la CV.

La disminución de los valores de pH no fueron limitantes para la nitrificación, ya que está se llevo a cabo eficientemente.

En el VP la CE subió 2% y los SDT 5%. En el Vfam la CE aumentó en 98% y los SDT en 96%. Estos incrementos se explican porque gran parte de la capa de vermicomposta esta mineralizada, el agua a su paso por esta capa y la de tezontle es lavada y muchas sales se arrastran en el efluente. En el Vfam el lavado fue mayor porque tenía pocas semanas de haber sido instalado, a medida que se va estabilizando el vermifiltro los valores de CE y SDT se van estabilizando.

En el VP se tuvieron altas remociones de turbidez (VP Etapa 1 (99%), Etapa 2 (97%) y Etapa 3 (94%). En el Vfam la remoción fue de 95%. Gracias a las partículas de las capas de los materiales filtrantes (vermicomposta y tezontle) que en combinación pudieron remover por adsorción gran parte de las partículas suspendidas.

El vermifiltro fue eficiente para remover G y A (72%) y detergentes (76%). En G y A se cumplió con el límite máximo de 15 mg L⁻¹ NOM-001-SEMARNAT-1996.

Para la remoción de coliformes fecales la vermifiltración como en algunas muestras si hubo remociones significativas y en otras sólo se logró reducir dos logaritmos. Esta misma variación se encuentra en los resultados que se pueden

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

encontrar en la literatura, ya que algunos de ellos mencionan que si tuvieron remoción significativa, mientras que otros dicen que sólo pudieron remover pocos logaritmos, por lo que es conveniente continuar con la evaluación y determinar las variables que están influyendo en este parámetro.

9.-TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA COSMÉTICO-FARMACÉUTICA MEDIANTE UN VERMIFILTRO

Resumen

El vertido de efluentes industriales líquidos sin tratar, a los cuerpos de agua, ocasiona serios riesgos ambientales. La industria farmacéutica y cosmética no elude a dicha problemática, ya que sus efluentes poseen contaminantes que deben ser eliminados o disminuidos. El objetivo del presente trabajo fue: a) caracterizar el agua residual de la industria cosmético-farmacéutica, b) estudiar el comportamiento de los contaminantes en un vermifiltro y c) estudiar el efecto del tratamiento del agua residual con respecto a los compuestos que generan toxicidad utilizando organismos indicadores. El reactor operó en régimen continuo por un período de 150 días con una carga orgánica volumétrica entre 60 y 500 g de DQO/m³d. El agua de la industria presentó las siguientes características promedio: pH de 6.25 ±0.44; ausencia de oxígeno disuelto (O₂); demanda química de oxígeno (DQO) 8071 ±3685 mg L⁻¹; Nitrógeno amoniacal (N-NH₄) 72 ± 36 y toxicidad en concentraciones efectivas media (CE_{50%}) con *Pseudokirchneriella subcapitata* de 0.66 ±0.37, *Vibrio fischeri* 27.47 ±14.50 y *Daphnia magna* 44.54 ±17.47. Los resultados muestran buen desempeño del biofiltro y las remociones obtenidas para los diferentes parámetros fueron: DQO (84-98%); N-NH₄ (84-97%). Con respecto a la toxicidad el tratamiento eliminó el efecto agudo detectado por *D. magna* y disminuyó para *V. fischeri*. Con *P. subcapitata* se detecta reducción de toxicidad pero persiste un efecto crónico con una CE_{50%} de 14. El efluente presentó pH neutro y 3.0 mg L⁻¹ de O₂ que permitió la nitrificación del agua. El incremento de carga orgánica volumétrica disminuyó la eficiencia del tratamiento para cargas mayores a 200 g de DQO m³ d. El crecimiento y reproducción de las lombrices también se afectó por el incremento en la carga.

9.1 Introducción

El mayor impacto ambiental de la industria cosmético-farmacéutica se produce en el agua. Las características del agua residual de este sector industrial son diversas debido a los diferentes productos, procesos y materiales utilizados que generan toxicidad (**Jones et al. 2001**).

Los productos de cuidado personal y cosméticos (PCPCs) como las fragancias, champús y cosméticos en conjunto con los fármacos activos o emergentes debido

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

a su uso intenso y extensivo ingresan al ambiente cada año, y estiman que su cantidad es similar al total de plaguicidas utilizados durante el mismo periodo (**Filho et al., 2007**).

Las aguas residuales procedentes de la fabricación de cosméticos, se caracterizan por la presencia fragancias (por ejemplo, almizcles), los bloqueadores de rayos UV (por ejemplo, el alcanfor y el metilbencilideno) y conservantes (por ejemplo, parabenos y derivados de isotiazolin) que se incluyen en formulaciones para la estabilización química y biológica (**Siegrist et al., 2004**).

El aporte continuo y persistente ocasiona efectos no deseados en el ambiente y pueden llegar a las aguas superficiales y subterráneas, produciendo impactos en los organismos acuáticos no destinatarios, como la resistencia a antibióticos, daño a las comunidades microbianas por los desinfectantes, variación en el ritmo de vida y en las relaciones tróficas por los anestésicos, reducción en la fertilidad y el cambio de la condición sexual por hormonas y efectos tóxicos-reproductivos (**Bila y Dezotti, 2003; Filho et al., 2007; Kratz, 2008**).

Debido a ello es necesario implementar tratamientos adecuados que contribuyan a la reducción de contaminantes y toxicidad. La vermifiltración es un proceso innovativo y de bajo costo que utiliza la actividad de la lombriz y de otros consorcios microbianos en la reducción de materia orgánica transformándola, por oxidación, en anhídrido carbónico y agua. La materia orgánica del agua residual es degradada por una población de microorganismos y lombrices. El biofiltro se empaca con diferentes capas que actúan como un filtro percolador efectuando los siguientes procesos: filtración, adsorción, reacciones aerobias y anaerobias específicas como la nitrificación-desnitrificación y amonificación.

Desde 1990, se han realizado algunos estudios sobre la tecnología de vermifiltración a escala piloto. Se han estudiado algunos de los factores químicos (por ejemplo, pH y amonio) que pueden afectar a la supervivencia de lombrices y al tratamiento. El pH en las aguas residuales puede ser casi neutralizado por las lombrices de tierra (**Hughes et al. 2007; Sinha et al. 2008**). **Bajsa et al. (2003)**, describe cómo los vermifiltros se pueden utilizar para tratar residuos orgánicos y estabilizar los lodos procedentes de depuradoras de aguas residuales. Así también, **Xing et al. (2005)** afirma que son una opción para el tratamiento de aguas residuales, además, el proceso es económico debido al bajo consumo de energía.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Hughes et al. (2008) estudiaron el efecto que pueden tener el amoniaco/amonio sobre la lombriz durante el proceso de vermifiltración, concluyendo que el proceso biológico no se ve afectado por la presencia de amoniaco/amonio, permitiendo así, la utilización de este desarrollo en el tratamiento de aguas residuales con presencia de amoniaco.

El objetivo del presente trabajo es:

- a) caracterizar el agua residual de una industria cosmético-farmacéutica
- b) estudiar el comportamiento de los contaminantes en un vermifiltro
- c) estudiar el efecto del tratamiento del agua residual con respecto a los compuestos que generan toxicidad utilizando organismos indicadores.

9.2.-Materiales y métodos

El agua residual modelo para la investigación es proveniente de una industria cosmético-farmacéutica dedicada a la fabricación de productos del cuidado de la piel, higiene bucal, complementos vitamínicos y analgésicos tópicos.

Los ensayos de laboratorio fueron desarrollados empleando un modelo experimental semejante al que se presenta en la figura 49, el cual estuvo formado de: una bomba peristáltica con ajuste de caudal para alimentación del reactor, un distribuidor de influente y un vermifiltro.

El vermifiltro se empacó con cinco capas: una capa de vermicomposta; una capa de tierra de lombriz (humus); una capa de viruta; una capa de tezontle que sirve como medio filtrante donde se desarrolla biomasa y por último una capa de grava, la cual sirve de soporte y además funciona como material permeable que permite la salida del efluente, tabla 33.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 33. Características del material de empaque

Material	Altura - Volumen	Porosidad
Vermicomposta	20 cm – 47.5 L	50 %
Tierra	20 cm – 47.5 L	64 %
Viruta	10 cm – 23.7 L	85 %
Tezontle	34 cm – 80.7 L	70 %
Grava	28.5 cm – 23.7 L	60 %

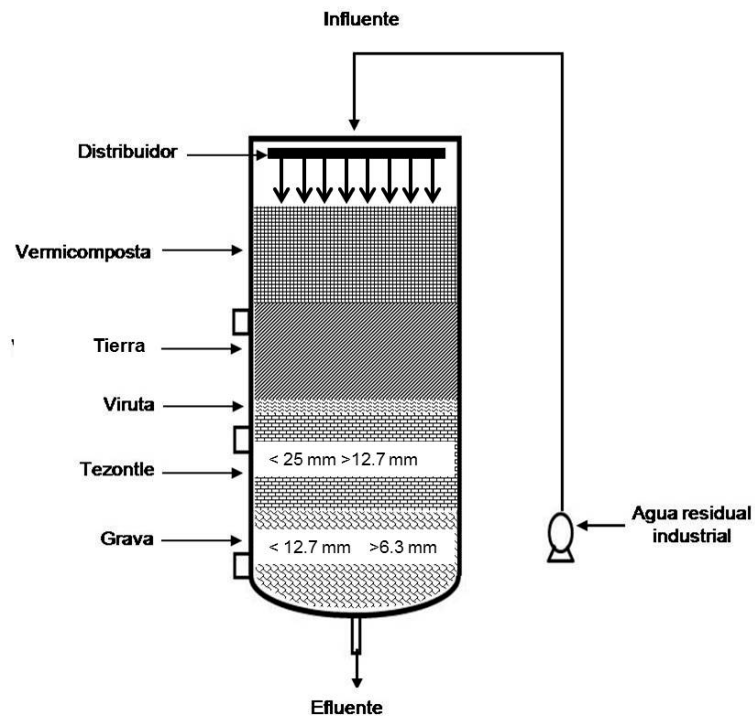


Figura 49. Esquema del vermifiltro

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

En el influente y efluente del vermifiltro se dio seguimiento a los siguientes parámetros: pH, oxígeno disuelto, conductividad, DQO, N-NH₃ y toxicidad. Los análisis se realizaron de acuerdo a las técnicas que se muestran en la tabla 34

Tabla 34.-Análisis y técnicas utilizadas

Parámetro	Técnica
pH	Potenciómetro
Temperatura	Electrodo
Conductividad	Electrodo
DQO	Digestor y espectrofotómetro HACH
N-NH ₄	Espectrofotómetro HACH, método 8075
N-NO ₂ ⁻	Espectrofotómetro HACH, método 8153
N-NO ₃ ⁻	Espectrofotómetro HACH, método 8171

La toxicidad se realizará de acuerdo a las metodologías de las referencias de la Tabla 35.

Tabla 35.-Métodos utilizados en cada bioensayos

Nombre del Ensayo	Referencia
Bioluminiscencia <i>Vibrio fischeri</i>	NMX-AA-112-1995-SCFI
Toxicidad aguda <i>Daphnia magna</i>	NMX-AA-087-1995-SCFI
Toxicidad aguda <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Blase <i>et al.</i> 2000

Para evaluar los resultados de toxicidad con *V. fischeri*, *D. maga* y *P. subcapitata*, se empleó la clasificación de toxicidad de acuerdo con Bulich (1982), tabla 36.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 36.-Clasificación del nivel de toxicidad según los resultados obtenidos empleando la batería de bioensayos (Bulich, 1982)

CE _{50%}	Unidades de toxicidad (UT)	Clasificación
< 25 %	> 4	Muy tóxica
25 – 50 %	2 - 4	Tóxica
50 – 75 %	1.33 – 1.99	Moderadamente tóxica
> 75 %	< 1.33	Levemente tóxica

Los resultados de CE_{50%} fueron transformados en unidades de toxicidad (Environment Canada, 1999), de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$UT = \frac{100 \%}{CE_{50\%}}$$

Donde:

UT = Unidades de Toxicidad. CE_{50%} = Concentración efectiva a la que produce la disminución del 50% de la población expuesta.

9.3 Resultados

9.3.1 Características del agua residual

El agua residual industrial presentó las siguientes características promedio: pH de 6,25 ±0,44; ausencia de oxígeno disuelto (O₂); conductividad 426 ±166 μS/cm³; DQO 8071 ±3685 mg L⁻¹; Nitrógeno amoniacal (N-NH₃) 72 ±36 y toxicidad en concentraciones efectivas media (CE_{50%}) con *P. subcapitata* de 0,66 ±0,37, *V. fischeri* 27,47 ±14,50 y *D. magna* 44,54 ±17,47.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

pH y Oxígeno disuelto

El pH del efluente fue neutralizado por la actividad de las lombrices. La concentración de oxígeno se incrementó a un promedio de 3.0 mg L^{-1} de O_2 . Estos resultados están de acuerdo con lo reportado por Hughes *et al.* (2007) y Sinha *et al.* (2008).

Conductividad

En la Figura 50 se observan los valores de conductividad que presentó el influente efluente y el influente del vermifiltro. En el influente, los primeros 45 días, la conductividad fluctuó entre 292 y 389 $\mu\text{S cm}$. Del día 50 al 70 la conductividad se incrementó llegando a valores de 911 $\mu\text{S cm}$ para después disminuir a valores entre 325 y 412 $\mu\text{S/cm}$, esta variación se debió a los cambios en la producción de la fábrica. El efluente después del día 25 se estabiliza en un valor promedio de 700 $\mu\text{S/cm}$.

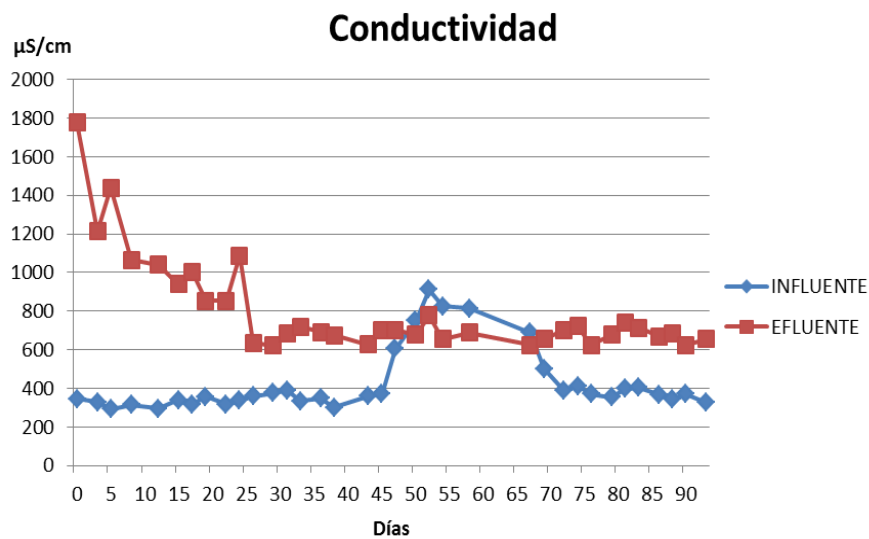


Figura 50.-Comportamiento de la conductividad ($\mu\text{S/cm}$)

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Carga orgánica

En la figura 51 se observa la carga orgánica alimentada al reactor la cual varió en un intervalo de 60 a 500 g de DQO/m³d y está relacionada con la producción de la industria.

En los primeros días del experimento se trabajó con cargas <200 g de DQO/m³d, posteriormente, de los días 15 al 30 este varió entre 400-500 g de DQO/m³d, después del día 35 al 100 la carga fue ≤200 g de DQO/m³d.

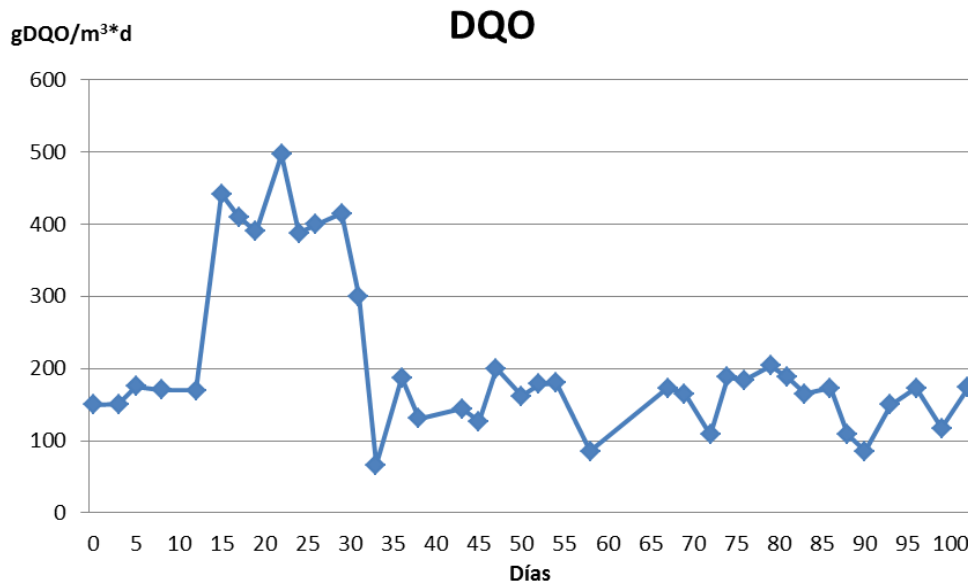


Figura 51.-Variación de la carga orgánicas volumétrica durante el experimento

En la Figura 52 se muestran los resultados de DQO. En los primeros 15 días varió en un intervalo de 5035 a 5881 mg L⁻¹ de DQO, en el periodo del día 16 al 30 llegó a valores de 16693 mg L⁻¹ de DQO, disminuyendo a 2236 mg L⁻¹ de DQO en el día 33, después de este día se mantuvo entre 4000 y 10000 mg L⁻¹. La remoción de DQO fue afectada por el aumento de carga, teniendo un porcentaje de remoción de 84 a 98 %. Estos resultados están de acuerdo con los obtenidos

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

por Bouché y Soto (2004), comprobándose que la vermifiltración es una forma eficaz para la eliminación de materia orgánica debido a las reacciones biológicas, físicas y químicas que ocurren por la actividad de las lombrices y sus efectos sinérgicos con los microorganismos.

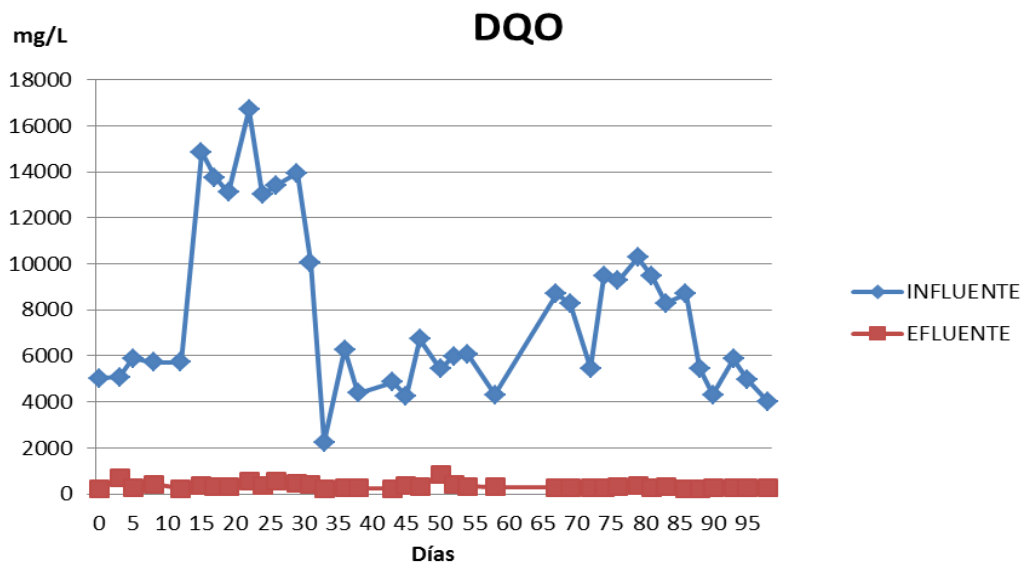


Figura 52.-Remoción de la DQO

Nitrógeno amoniacal

La variación de las concentraciones del $N-NH_3$ durante el período de operación del vermicultivo se presenta en la Figura 53. La concentración de $N-NH_3$ en el influente presentó valores entre 27 y 184 $mg L^{-1}$, Se observó que en el efluente los valores oscilaron entre 1.2 a 16.7 $mg L^{-1}$ que corresponde a una remoción de 84-97%.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

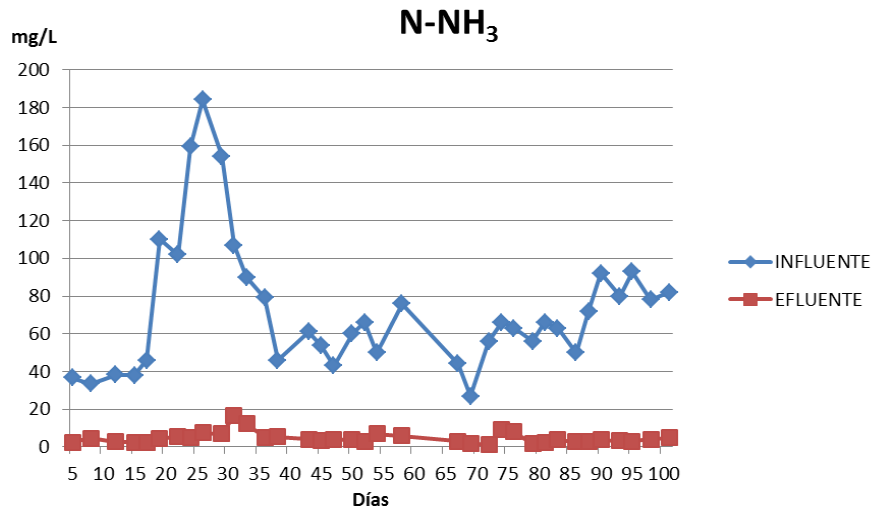


Figura 53.-Comportamiento del nitrógeno amoniacal (N-NH₄)

Comportamiento de las lombrices

El crecimiento y reproducción de las lombrices también se afectó por el incremento en la carga orgánica. En la Figura 54 se muestra el comportamiento de la lombriz en sus diferentes etapas de vida. Se observa que después del día 15 el número de cocones empieza a decaer considerablemente hasta un valor cercano a cero, debido al aumento de la carga orgánica administrada en ese periodo. Las lombrices en estado juvenil se mantuvieron en un promedio de 1000 organismos/m², mientras que los organismos en un estado adulto, después del día 35, disminuyeron llegando a cero en el día 48. En el día 67 se reemplazó la cama de la vermicomposta con lombriz por una nueva que contenía un promedio de 15000 cocones/m². La nueva vermicomposta tuvo un promedio de 1500 juveniles/m² y 300 adultos/m².

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

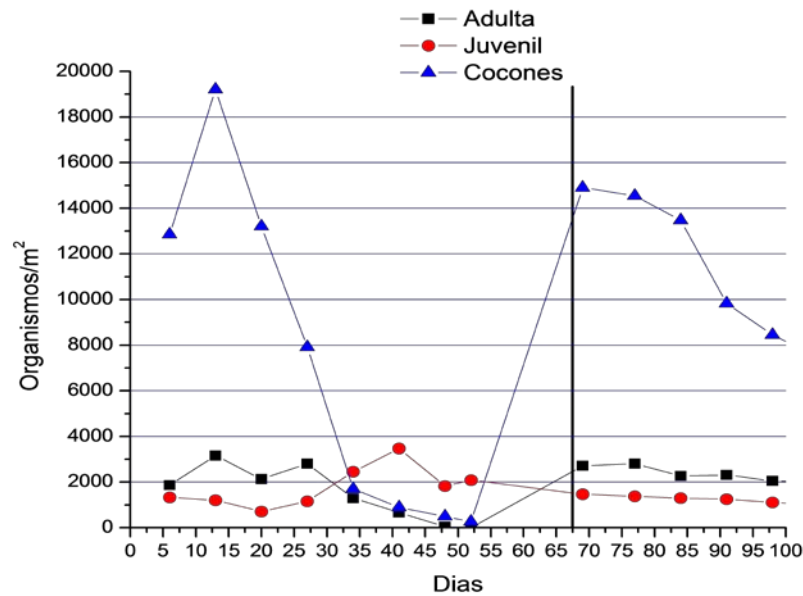


Figura 54.-Comportamiento de la lombriz en el vermifiltro

Toxicidad

Con respecto a la toxicidad el tratamiento eliminó el afecto agudo detectado por *D. magna*. Con *V. fischeri*, aunque la toxicidad se disminuyó a valores <1 UTN, persiste un efecto sobre el 12 - 39 % de la población expuesta. Con *P. subcapitata* se detecta reducción de toxicidad pero persiste un efecto crónico con una $CE_{50\%}$ de 14 a 38. Se observa el aumento de toxicidad por la influencia de la carga orgánica en el día 15, donde la toxicidad con los diferentes organismos fue la más elevada durante el experimento. A continuación se presentan resultados detallados del comportamiento de cada uno de los indicadores.

En la Tabla 37 se presentan los resultados de toxicidad obtenidos con el organismo *V. fischeri*, representado por la disminución de la capacidad lumínica de la bacteria contra un testigo negativo. Se observa que la $CE_{50\%}$ en el influente varía desde 7.89 hasta 45.57 debido a las diferentes características del agua residual industrial, la toxicidad presentada en el influente se clasifica como tóxica y muy tóxica. Tabla 38.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

En el efluente persiste una toxicidad <1 UT, por lo que el agua se clasifica como ligeramente tóxica, y persiste un efecto tóxico para una población menor al 50%. Este efecto se representa como toxicidad mayor al 100%, especificando el porcentaje de la población afectada. Por ejemplo en el día 1 se tiene una toxicidad $> 100\%$ donde el 27.36% de la población es afectada, en el día 15 se tiene un 39.34%, y así sucesivamente como se muestra en la tabla 37.

Tabla 37.-Resultados de toxicidad con *Vibrio fischeri*

Día de operación	<i>V. fischeri</i>			
	Influyente		Efluente	
	CE _{50%}	UT	CE _{50%}	UT
1	12.34	8.10	Toxicidad $>100\%$ (CE _{27.36%})	
15	7.89	12.67	Toxicidad $>100\%$ (CE _{39.34%})	
30	33.12	3.02	Toxicidad $>100\%$ (CE _{12.27%})	
50	29.83	3.35	Toxicidad $>100\%$ (CE _{18.52%})	
60	45.57	2.19	TND	
85	36.10	2.77	Toxicidad $>100\%$ (CE _{17.99%})	
106	29.22	3.42	Toxicidad $>100\%$ (CE _{24.30%})	
120	31.89	3.13	Toxicidad $>100\%$ (CE _{31.47%})	
134	11.47	8.72	Toxicidad $>100\%$ (CE _{20.61%})	
148	18.46	5.42	Toxicidad $>100\%$ (CE _{28.44%})	

TND: Toxicidad no detectada

En la figura 55 se observa la toxicidad del influente. Se muestra que en el día 15 la toxicidad aumenta con respecto a la determinada en el día 1, debido al

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

aumento de carga orgánica de 180 g de DQO/m³d a 450 g de DQO/m³d; posteriormente se observa que en el día con una carga orgánica de 90 g de DQO/m³d la toxicidad fue 2.19 UT, es decir, el incremento en la carga orgánica está relacionado con el nivel de toxicidad.

En el efluente, persiste un efecto tóxico el cual no afecta al 50% de la población expuesta, y en el día 60 no se presentó toxicidad. Considerando que el efluente presenta siempre una concentración de toxicidad menor a 1 UT, se puede decir que el tratamiento de vermifiltración puede entregar un agua ligeramente tóxica.

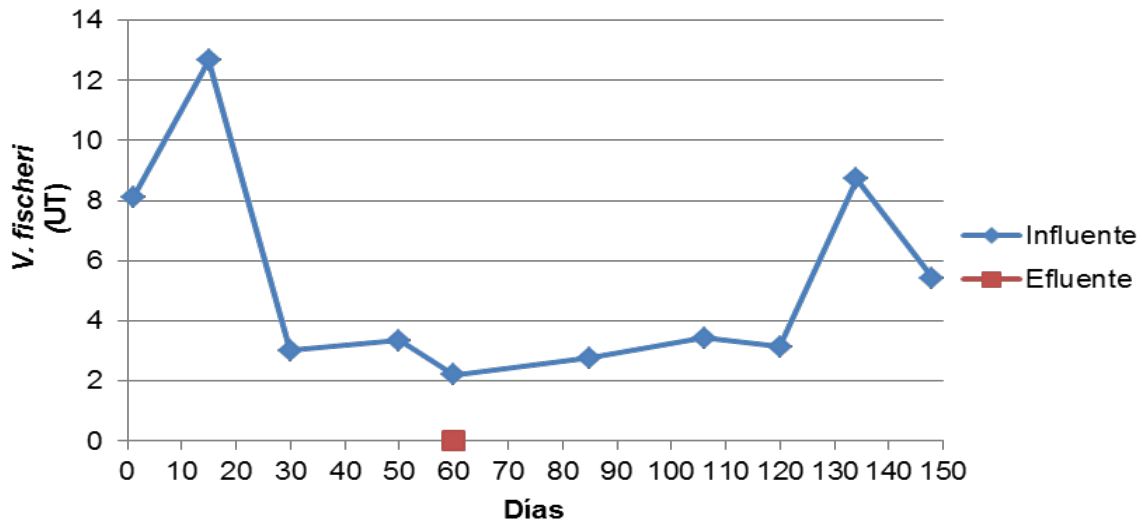


Figura 55. Comportamiento de la toxicidad con *V. fischeri*

En la Tabla 6, se presenta el efecto tóxico agudo sobre *D. magna* a 48 h de exposición. Se observa que el influente tiene un efecto tóxico sobre este organismo. Si se compara con la carga orgánica del influente se observa que en el día 15 con una carga de 450 g de DQO/m³d la toxicidad fue 5.7 UT que clasifica al influente como muy tóxico. A partir del día 30, cuando las cargas orgánicas variaron entre 100 y 200 g de DQO/m³d, la toxicidad medida con este indicador varió entre 1.4 y 1.9 UT que lo clasifica como moderadamente tóxico.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 38. Resultados de toxicidad con *Daphnia magna*

Día de operación	<i>D. magna</i>			
	Influente		Efluente	
	CE _{50%}	UT	CE _{50%}	UT
1	28.13	3.55	TND	
15	17.51	5.71	TND	
30	54.22	1.84	TND	
50	50.84	1.97	TND	
60	55.33	1.81	TND	
85	61.21	1.63	TND	
106	59.84	1.67	TND	
120	62.35	1.60	TND	
134	71.21	1.40	TND	
148	67.11	1.49	TND	

TND: Toxicidad no detectada

En la Figura 56 se observa el aumento de la toxicidad en el día 15 debido a la carga orgánica de 450 g de DQO/m³•d

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

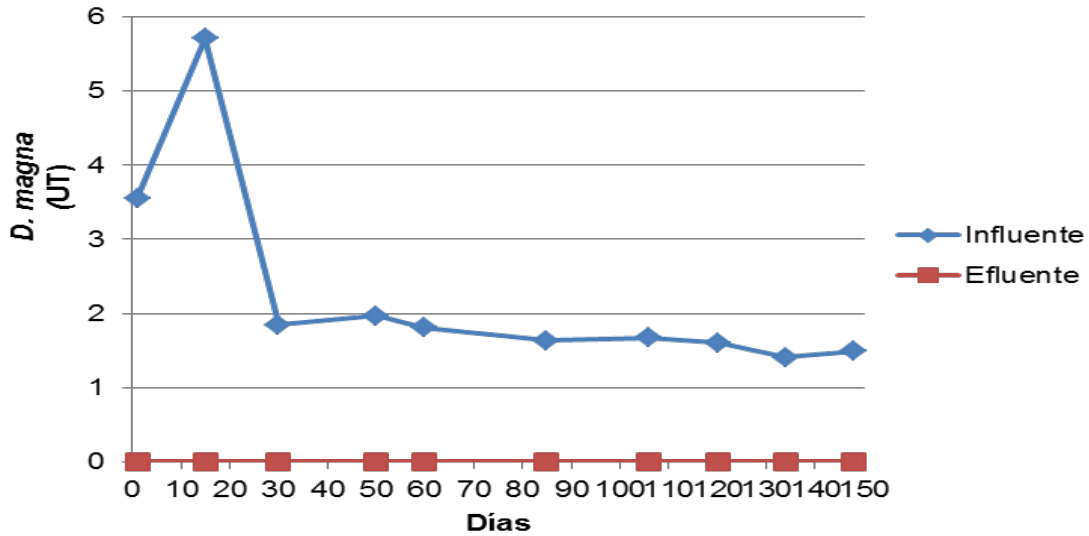


Figura 56.-Comportamiento de la toxicidad con *D. magna*

Con *P.subcapitata*, se observa fluctuaciones de toxicidad en el influente de 82.50 y 467.29 UT, clasificado como muy tóxico y en el efluente disminuyó entre 2.02 y 6.87 UT, esto significa que el efecto toxico disminuyó comparado con el influente, sin embargo, persiste un efecto considerable en el día 1 y 15 siendo estos muy tóxicos y los restantes como tóxicos (Tabla 39).

Tabla 39.-Resultados de toxicidad con *P. subcapitata*

Día de operación	<i>P. subcapitata</i>			
	Influente		Efluente	
	CE _{50%}	UT	CE _{50%}	UT
1	0.37	270.27	14.56	6.87
15	0.21	467.29	18.82	5.31
30	0.73	136.43	38.15	2.62
50	0.52	191.20	28.14	3.55
60	1.21	82.50	49.53	2.02
85	0.94	106.85	36.32	2.75

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

106	0.28	353.36	24.61	4.06
120	0.70	143.27	31.12	3.21
134	0.35	282.49	42.32	2.36
148	0.45	222.72	38.71	2.58

En la figura 58 se muestra que en el influente, de igual manera aumenta la toxicidad en el día 15 hasta 467.29 UT, debido a la carga orgánica de 450 g de DQO/m³d. Con cargas menores de 200 g de DQO/m³d la toxicidad varió entre 82.50 y 222.7 UT. El agua al pasar por el tratamiento del vermifiltro salió con una toxicidad menor que fluctuó entre 2.02 y 6.87 UT.

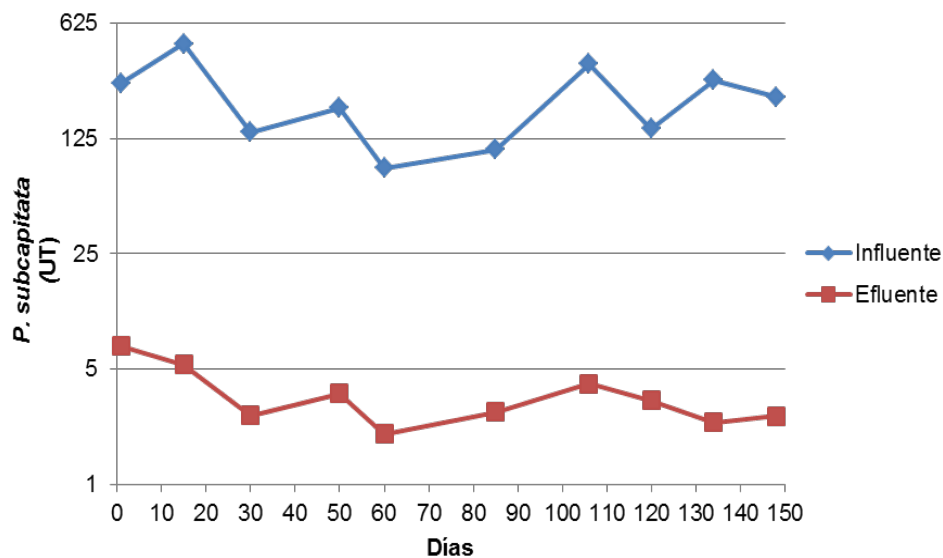


Figura 57.-Comportamiento de la toxicidad con *P. subcapitata*

Cada especie biológica posee una fisiología particular que la hace más o menos vulnerable a los cambios que se producen en el medio en el que vive. Por esta razón, no todos los organismos reaccionan de la misma manera ante un agente tóxico o un conjunto de ellos. En el caso particular de este estudio *Daphnia*

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

magna, resultó ser la especie menos sensible, mostrando respuestas determinantes solo en el influente.

Estudios comparativos que incluyen bioensayos con *D. magna* y *V. fishceri* han revelado aspectos interesantes en relación a la sensibilidad relativa de los mismos. Vasseur *et al.*, (1984) observaron buena concordancia entre estas dos pruebas en la evaluación de efluentes industriales complejos con carga tóxica predominante orgánica, extendiendo lo verificado de un modo general a una mayor sensibilidad *V. fishcheri* en relación al bioensayo con *D. magna*. Estos resultados coinciden con las conclusiones de Quereshi *et al.*, (1982), quienes observaron una mayor sensibilidad de *V. fishcheri* a compuestos orgánicos que con el bioensayo de *D. magna*.

Por otro lado, las bacterias luminiscentes son menos sensibles que *D. magna* a sustancias inorgánicas. Respecto a ello, Miller *et al.*, (1985) verificaron una mejor sensibilidad de *P. subcapitata* y *D. magna* a metales pesados y a determinados pesticidas que con el *V. fishcheri*. Ambos bioensayos han sido internacionalmente validados y el protocolo se encuentra estandarizado (ISO 6341:1996 e ISO11348-1:2007).

Hoy en día, son escasos los trabajos que evalúen los efectos negativos de las mezclas de fármacos y productos para el cuidado de la salud sobre el ambiente. Aunque existen innumerables reportes sobre la toxicidad aguda de los principios activos, sin embargo no son suficientes para predecir o determinar el impacto ambiental de ellos o de las mezclas que se forman en las aguas residuales de este sector.

Cleuvers (2003 y 2004) evalúa el efecto potencial en el ambiente de una mezcla de productos anti-inflamatorios con otros medicamentos, utilizando para ello ensayos con *Daphnia magna* y algas, para el caso del ácido clofíbrico reportó una $CE_{50\%}$ de 11.7 mg L^{-1} con *D. magna* y 10 mg L^{-1} con *Desmodesmus subspicatus*, diclofenaco una $CE_{50\%}$ de 50.2 mg L^{-1} con *D. magna* y 51.6 mg L^{-1} con *D. subspicatus*. Kummerer y Al-Ahmad (1997) describen los efectos tóxicos provocados por antibióticos β -lactámicos y cefalosporinas sobre *Daphnia magna* y bacterias luminiscentes. Tauxe (2005) describe el efecto mutagénico de las aguas residuales hospitalarias sobre células de Ames y hamsters.

Es necesario realizar más estudios sobre el efecto que tienen las aguas residuales en el ambiente, debido a la mezcla compleja de contaminantes que

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

representan y que por medios físico-químicos no son posibles medir debido a los posibles fenómenos de sinergia y antagonismo.

Conclusiones

Se demostró que el sistema de vermifiltración puede utilizarse en este sector industrial. Se removió la materia orgánica (DQO) entre 84-98%. Se eliminó la toxicidad aguda a *D. magna* y disminuyó en *V. fischeri*, sin embargo, aún existe toxicidad crónica detectada con *P. subcapitata*.

El incremento de carga orgánica volumétrica disminuyó la eficiencia del tratamiento para cargas mayores a 200 g de DQO/m³d. El crecimiento y reproducción de las lombrices también se afectó por el incremento en la carga.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

ANEXO 1

**COMPORTAMIENTO DE UNA POBLACIÓN DE
Eisenia, sp.**

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 1. Registro del comportamiento de una población de *Eisenia, sp.*, en el Vermifiltro Piloto con flujo de 30 mL minuto

Vermifiltro piloto (VP) 30 mL/minuto	Cuadrante				Σ de individuos	% Estratos de población	Densidad Número de lombrices/m ²
	1º.	2º.	3 ^{er} .	4º.			
04/07/2011 1a. Semana							
Adultas (cliteladas)	19	37	40	21	117	50	
Juveniles	22	35	33	12	102	43	
Cocones	7	6	3	0	16	7	
Σ Poblaciones	48	78	76	33	235	100	10,491
PPI mg lombriz	371	407	521	471	443	kg lombrices m ²	5
11/07/2011 2a. semana	1er	2	3ro	4to	Σ	% Estratos de población	
Adultas	15	15	14	13	57	47	
Juveniles	23	10	16	8	57	47	
Cocones	1	2	3	1	7	6	
Σ Poblaciones	39	27	33	22	121	100	5,402
PPI g/Lombriz	503	305	325	175	327	kg lombrices/m ²	2
17/07/2011 3a. semana	1er	2	3ro	4to	Σ Individuos	% Estratos de población	
Adultas	32	20	27	9	88	27	
Juveniles	97	45	11	80	233	72	
Cocones	1	1	0	0	2	1	
Σ Poblaciones	130	66	38	89	323	100	14,420
PPI g/Lombriz	322	405	278	881	471	kg lombrices/m ²	7

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

25/07/2011 4a. semana	1º.	2º.	3 ^{er} .	4º	∑ Individuos	% Estratos de población	
Adultas	3	7	4	0	14	7	
Juveniles	34	41	73	28	176	90	
Cocones	1	1	2	1	5	3	
∑ Poblaciones	38	49	79	29	195	100	8,705
PPI adultas mg Lombriz	408	437	433	0	319	Kg. lombrices m ²	3
PPI juveniles g/Lombriz	338	278	256	412	321	640	

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 2. Registro del comportamiento de una población de *Eisenia, sp.* en el Vermifiltro Piloto con flujo de 20 mL minuto de agua residual

Vermifiltro piloto (VP) Flujo promedio	Cuadrante				Σ de individuos	% Estratos de población	Densidad Número de lombrices/m ²
	1º.	2º.	3º.	4º.			
20 ml/minuto							
01/08/2011 5a. Semana							
Adultas	1	0	0	0	1	2	
Juveniles	8	8	10	18	44	92	
Cocones	0	0	1	2	3	6	
Sumas	9	8	11	20	48	100	2143
P. lombices Juveniles mg	268	325	270	285	287	663	
P. lombices Adultas mg	376	0	0	0	376	kg lombrices m ²	1
08/08/2011 6a. Semana						%	
Adultas	1	0	0	0	1	1	
Juveniles	66	59	49	9	183	99	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	67	59	49	9	184	100	8214
P. lombices Juveniles mg	341	334	327	330	333	kg lom m ²	3
17/08/2011 7a. semana						%	
Adultas	0	0	0	2	2	1	
Juveniles	27	30	53	83	193	99	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	27	30	53	85	195	100	8705
P. lombices Juveniles mg	302	327	309	260	300	kg lom m ²	3
23/08/2011 8a. semana						%	
Adultas	0	0	0	0	0	0	
Juveniles	71	58	67	106	302	100	
Cocones	0	0	0	0	0	0	

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Sumas	71	58	67	106	302	100	13482
P. lombices Juveniles mg	176	173	196	167	178	kg lom m ²	2
29/08/2011 9a. semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	0	0	0	0	0	0	
Juveniles	92	72	93	102	359	100	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	92	72	93	102	359	100	16027
P. lombices Juveniles mg	196	182	169	149	174	kg lom m ²	3
06/09/2011 10 a. semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	0	0	0	0	0	0	
Juveniles	40	69	89	130	328	100	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	40	69	89	130	328	100	14643
P. lombices Juveniles mg	139	158	142	175	154	kg lom m ²	2
13/09/2011 11a. semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	0	0	0	0	0	0	
Juveniles	135	126	27	58	346	100	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	135	126	27	58	346	100	15446
P. lombices Juveniles mg	128	152	315	138	183	kg lom m ²	3
21/09/2011 12a. semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	0	0	0	0	0	0	
Juveniles	122	90	150	128	490	100	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	122	90	150	128	490	100	21875
P. lombices Juveniles mg	174	168	173	184	174	kg lom m ²	4

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 3. Registros del comportamiento de una población de *Eisenia sp.* en el Vermifiltro Piloto con la tasa de filtración de de 40 mL minuto

Vermifiltro piloto (VP) 40 mL/minuto 10/10/2011 13a. Semana	Cuadrante				Σ Individuos	% Estratos de la población	Densidad Número de lombrices/m ²
	1º.	2º.	3º.	4º.			
Adultas	0	0	0	0	0	0	
Juveniles	140	80	120	130	470	100	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	140	80	120	130	470	100	20982
P. lombrices Juveniles mg	193	156	178	185	178	kg lom m ²	4
20/10/2011 14a. Semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	0	0	0	0	0	0	
Juveniles	100	73	90	80	343	100	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	100	73	90	80	343	100	15313
P. lombices Juveniles mg	181	134	183	154	163	kg lom m ²	2
27/10/2011 15a. semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	0	0	0	0	0	0	
Juveniles	103	80	87	90	360	100	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	103	80	87	90	360	100	16071
P. lombices Juveniles mg	159	89	165	167	145	kg lom m ²	2
07/11/2011 16a. Semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	0	1	0	0	1	1	
Juveniles	18	21	6	51	96	99	

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	18	22	6	51	97	100	4330
P. lombices Juveniles mg	245	316	212	218	248	kg lom m ²	1
14/11/2011 17a. Semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	2	0	0	0	2	1	
Juveniles	103	94	80	74	351	99	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	105	94	80	74	353	100	15759
P. lombices Juveniles mg	282	274	277	265	274	456	
P. lombices Adultas mg	726	0	0	0	181	kg lom m ²	7
23/11/2011 18a. Semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	2	0	0	0	2	3	
Juveniles	74	0	0	0	74	97	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	76	0	0	0	76	100	3393
P. lombices Juveniles mg	190	0	0	0	190	308	
P. lombices Adultas mg	471	0	0	0	118	kg lom m ²	1
02/12/2011 19a. Semana	1º.	2º.	3º.	4º.		%	
Adultas	3	3	4	5	15	5	
Juveniles	46	74	54	93	267	95	
Cocones	0	0	0	0	0	0	
Sumas	49	77	58	98	282	100	12589
P. lombices Juveniles mg	292	283	219	322	279	792	
P. lombices Adultas mg	613	585	466	387	513	kg lom m ²	10

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 4. Registros del comportamiento de una población de *Eisenia sp.* en la Columna de Vermicomposta (CV) con diferentes flujos de agua residual (30, 20 y 40 mL minuto)

30 mL minuto			Densidad Número de lombrices /m ²
	Número de individuos	%	
04/07/2011 1a. Semana			
Adultas	84	49	
Juveniles	88	51	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	172	100	30714
PPI mg/lombriz	461	kg m ²	14
11/07/2011 2a. Semana			
Adultas	56	54	
Juveniles	48	46	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	104	100	18571
PPI MG lombriz	684	kg m ²	13
17/07/2011 3a. Semana			
Adultas	0	0	
Juveniles	11	100	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	11	100	1964
PPI mg lombriz	364	kg/m ²	1
25/07/2011 4a. Semana			
Adultas	7	10	
Juveniles	60	90	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	67	100	11964
PPI mg lombriz	597	kg/m ²	7
20 mL minuto			
01/08/2011 5a. Semana			
Adultas	0	0	

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Juveniles	85	99	
Cocones	1	1	
Sumatoria Σ	86	100	15357
PPI mg lombriz	487	kg/m ²	7
08/08/2011 6a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	0	0	
Juveniles	105	100	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	105	100	18750
PPI mg lombriz	499	kg/m ²	9
17/08/2011 7a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	0	0	
Juveniles	100	100	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	100	100	17857
PPI mg lombriz	498	kg/m ²	9
23/08/2011 8a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	0	0	
Juveniles	70	100	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	70	100	12500
PPI mg lombriz	130	kg/m ²	2
29/08/2011 9a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	0	0	
Juveniles	250	100	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	250	100	44643
PPI mg lombriz	138	kg/m ²	6
06/09/2011 10a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	0	0	

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Juveniles	104	99	
Cocones	1	1	
Sumatoria Σ	105	100	18750
PPI mg lombriz	116	kg/m ²	2
40 mL minuto			
10/10/2011 13a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	0	0	
Juveniles	200	100	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	200	100	35714
PPI mg lombriz	161	kg/m ²	6
20/10/2011 14a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	0	0	
Juveniles	101	100	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	101	100	18036
PPI mg lombriz	177	kg/m ²	3
27/10/2011 15a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	0	0	
Juveniles	150	100	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	150	100	26786
PPI mg lombriz	142	kg/m ²	4
07/11/2011 16a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	1	5	
Juveniles	18	95	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	19	100	3393
PPI mg lombriz	276	kg/m ²	1
14/11/2011 17a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	4	5	
Juveniles	69	95	

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	73	100	13036
PPI mg lombriz	855	kg/m ²	11
23/11/2011 18a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	4	5	
Juveniles	69	95	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	73	100	13036
PPI mg lombriz	855	kg/m ²	11
02/12/2011 19a. Semana	Número de individuos	%	
Adultas	4	4	
Juveniles	102	96	
Cocones	0	0	
Sumatoria Σ	106	100	18929
PPI mg lombriz	633	kg/m ²	12

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Tabla 5. Registros de la población en el Vermifiltro Familiar con un flujo intermitente de 20 mL minuto

Primera semana	Cuadrante		Σ individuos/ estrato	% Estratos de la población	Densidad
	1er	2do			Número de lombrices /m ² kg m ²
Primera semana 20/10/2011					
Adultas	15	16	31	89	
Juveniles	0	0	0	0	
Cocones	2	2	4	11	
Σ Individuos	17	18	35	100	3125
PPI mg lombriz	550	668	609	kg/m ²	2
Segunda semana 22/11/2011	1er	2do	Σ individuos/ estrato	%	
Adultas	1	1	2	3.85	
Juveniles	25	25	50	96.15	
Cocones	0	0	0	0.00	
Sumas	26	26	52	100.00	4643
P. Lom. Juv. mg	232.81	372.40	302.61	408.25	
P. Lom. Ad. mg	513.90	513.90	513.90	kg/m ²	2
Tercera semana 28/11/2011	1er	2do	Σ individuos/ estrato	%	
Adultas	21	21	42	58.33	
Juveniles	15	15	30	41.67	
Cocones	0	0	0	0.00	
Sumas	36	36	72	100.00	6429
P. Lom. Juv. mg	262.72			402.47	
P. Lom. Ad. mg	542.23			kg/m ²	3
Cuarta semana 02/12/2011	1er	2do	Σ individuos/ estrato	%	
Adultas	15	15	30	60.00	
Juveniles	10	10	20	40.00	
Cocones	0	0	0	0.00	

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Sumas	25	25	50	100.00	4464
P. Lom. Juv. mg	402.65			524.33	
P. Lom. Ad. mg	646.01			kg/m ²	2

REFERENCIAS

CAPÍTULO 1. PROBLEMÁTICA

- Batllori Guerrero Alicia. (1999). Evaluación ecológica y social de las barrancas de Cuernavaca, Morelos. Gaceta Ecológica INE-SEMARNAP. Número 51, 1999, 46-57. ISSN 1405-2849. Disponible en: <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/gacetitas/276/barrancas.html#top>.
- Gobierno del Estado de Morelos. Sección Tercera, en materia de ecología, Art. 42. Sanciones y violaciones a los ordenamientos en materia ecológica. Periódico oficial "Tierra y Libertad" Número 4861 31 de diciembre de 2010.
- La Unión de Morelos, julio 29 de 1998. Proyecto para limpiar las barrancas (por Marley Flores Vargas).
- H. Ayuntamiento de Cuernavaca. (2010). Reglamento de Ecología. Periódico oficial Tierra y Libertad, Número 4822. Fecha de Publicación 21 de Julio de 2010.
- H. Ayuntamiento de Jiutepec. (1999). Reglamento de Protección al Medio Ambiente del Municipio de Jiutepec. Periódico oficial Tierra y Libertad, Número 3980. Fecha de Publicación 12 de mayo de 1999.

CAPÍTULO 2.-ANTECEDENTES DE LA TECNOLOGÍA DE VERMIFILTRACIÓN

- Bhawalkar Uday. (1993). New role for earthworms as sewage cleaners. Centre for Science and Environment, CSE Webnet. Issue: May 15, 1993. Disponible en: <http://www.downtoearth.org.in/node/30968>.
- Camp, Dresser and McKee, Inc. (1980). Compendium on solid Waste Management by Vermicomposting, US EPA, Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati, OH, USA, Technical Report No. EPA-600/8-80-033, 72 pages, August 1980.
- Capistrán Fabricio, Eduardo Aranda y Juan Carlos Romero. (2001). Manual de Reciclaje, Compostaje y Lombricompostaje. Instituto de Ecología, A.C. 2001. 151 pp. 1era. Ed., 1era. Reimp. Xalapa, Ver. México. 80 a 138 pp.
- Cardoso-Vigueros Lina, Marco Garzón-Zúñiga y Esperanza Ramírez-Camperos. (2010). Vermicomposteo de sólidos removidos de un pre-tratamiento de cribado de excretas porcinas. Memoria Científica del 2do. Congreso Nacional, Mitigación del Daño Ambiental en el Sector Agropecuario de México. Morelia, Michoacán, 8 de octubre. Primera Edición. ISBN: 978-607-425-372-6. INIFAP. México, D.F.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Cardoso-Vigueros Lina María, Violeta E. Escalante Estrada y Juventino Balderas Contreras. (2010). Características y tratabilidad de lodos anaerobios por medio de vermicomposteo. Memorias electrónicas del XXXII Congreso de la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Punta Cana, Bávaro, República Dominicana. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Dante L.L. and M.M. Haggblom. (1999). Earthworm Egg Capsules as Vectors for the Environmental Introduction of Biodegradative Bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, June 1999, p. 2376-2381, Vol. 65, no. 6.
- Drake, H.L. and M.A. Horn. (2006). Earthworms as a Transient Heaven for Terrestrial Denitrifying Microbes. *Engineering in Life Sciences. Special Issue: ISEB/ESEB/JSEB Conference in Leipzig. Volume 6, Issue 3, pages 261–265, June, 2006a. DOI: 10.1002/elsc.200620126.*
- DOF. Norma Mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008. (2008). Esta Norma Mexicana establece las especificaciones de calidad que debe cumplir el humus de lombriz que se produce o se comercializa en territorio nacional. Se excluye el humus de lombriz en presentación líquida. Secretaría de Economía. *Diario Oficial de la Federación* 10 de junio de 2008.
- Donovan John. (1981). *Engineering Assessment of Vermicomposting Municipal Wastewater Sludges.* United States Environmental Protection Agency. Municipal Research Laboratory, Cincinnati, OH, 45268. EPA-600S2-81-075, 1981.
- Espinoza RE, Castro del CN, Martínez RCI, Soto BJM, Chaidez QC (2006). Inhibición de *Salmonella typhimurium* en biosólidos y vermicomposta por efecto de la microflora. XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales 24 al 26 de mayo del 2006. EXPO Guadalajara.
- Fang Cai-xia, Luo Xing-zhang, Guo Fei-hong, Zheng Zheng, Li Zhe-qin. (2010). Nitrogen Removal in Earthworm Ecofilter Treating Domestic Wastewater. *Environmental Science* 2010-02.CNKI:SUN:HJKZ.0.2010-02-014.
- Félix-Herrán JA, Martínez RR, Azpiroz RHS, Serrato FR, Armenta BAD, Rodríguez QG, Apodaca SMA, Osalde PV (2010b). Propiedades microbiológicas de las compostas que inhiben el crecimiento de *Fusarium oxysporum*, *Rhizoctonia solani* y *Pythium* sp. In: Martínez RR, Rodríguez de la OJL, Ramírez VB (Eds) *Biotecnología aplicada a recursos forestales. Libros Técnicos: Serie Forestal.* Universidad Autónoma Indígena de México, Universidad Autónoma de Chapingo, Colegio de Posgraduados-Puebla, pp 261-273

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Jian Yang, Shuangfu Zhang, Jian Yang, Zhibo Lu. (2009). Analysis on the Performance of Vermifilter at Low Temperature in Winter, Energy and Environment Technology, International Conference on, vol. 3, pp. 193-197, 2009 International Conference on Energy and Environment Technology, 2009.
- Jian Yang, Fen Yu, Yi Chen, Zheng-pa Cao, Ting Liu, Mei-yan Xing. (2009). Comparison of Nitrification Performance between Vermifilter Using Quartz Sand and Ceramsite as Media. Energy and Environment Technology, International Conference on, vol. 2, pp. 484-487, 2009 International Conference on Energy and Environment Technology, 2009.
- Ji Fangying, Luo Guyuan, Zhou Jian, Liu Hongxia, Ji Fangying, Luo Guyuan, Zhou Jian, Liu Hongxia. (1998). Research on The Earthworms and the Land Treatment of Sewage. CHONGQING environmental Science. 1998-04. DOI:ISSN:1001-2141.0.1998-04-002.
- Jing Liu, Zhibo Lu, Jian Yang, Meiyang Xing, Fen Yu. (2009). Ceramsite-Vermifilter for Domestic Wastewater Treatment and Reuse: An Option for Rural Agriculture. International Conference on Energy and Environment Technology, iceet, 2009, vol. 2, pp.472-475.
- Han Runping, LU Yongsen, YANG Jian, LIU Hongmin. (2004). Pilot test on multiple layer microbial-earthworm eco-filter system for sewage treatment. Acta Scientiae Circumstantiae. 2004-03. ISSN:0253-2468.0.2004-03-015.
- Han Runping, Zhang Zongpei, Shi Jie, Liu Hongmin, Yang Jian, Lu Yongsen. Test research on microbial-earthworm ecofilter system for municipal sewage treatment. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control. 2005-07. ISSN:1008-9241.0.2005-07-012.
- Harsterstein R. , Neuchauser E.F. and Kaplan D. (1979). Reproductive potential of the earthworm Eisenia foetida. Oecologia 43, 329-340.
- Harsterstein R. (1982). Metabolic parameters of the Earthworms Eisenia foetida in relation to Temperature. (1982). Biotechnology and Bioengineering, Vol. XXIV, Pp. 1803-1811.
- Haug, R.T., (1993). Practical Handbook of Compost Eng'g. Lewis Publishers, Boca Ratan, FL. p.411.
- Hughes, J.R.J. Nair, K. Mathew and G. Ho. (2007). Toxicity of domestic wastewater pH to key species within an innovative decentralised vermifiltration system. Water Science & Technology. Vol 55 No 7 pp 211–218 Q IWA Publishing 2007.
- Kaplan DL, Hartenstein R, Neuhauser E.F., et al. (1980). Physicochemical requirements in the environment of the earthworm Eisenia foetida. [J]. Soil Biol. Biochem, 12:347-352.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Li Xu-dong, QIU Jiang-ping, HE Xiao-juan, XIAO Yi-qun. (2008). Pilot-scale Study on Municipal Wastewater Treatment by Vermi-biofilter. *Water Purification Technology*. 2008-04.CNKI:SUN:ZSJS.0.2008-04-012.
- Luth, Robin P, Germain P, Lecomte M, Landrain B, Li Y, Cluzeau D. (2010). Earthworm effects on gaseous emissions during vermifiltration of pig fresh slurry. *Bioresour Technol*. 2011 Feb;102(4):3679-86. Epub 2010 Nov 12. PMID:21185175.
- Meiyan Xing, Xiaowei Li* and Jian Yang. (2010). Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology* Vol. 9(44), pp. 7513-7520, 1 November, 2010.
- Mitchell, M. J., Mulligan, R.M., Hartenstein R. and Neuhauser, E.F. (1977) Conversion of sludges into "topsoils" by earthworms. *Compost Science* 18, 28-32. Available online at <http://www.academicjournals.org/AJB> ISSN 1684-5315 ©2010 Academic Journals.
- Morales and Bornhardt. (2010). Thesis project: study of factors related to the emerging Vermifiltration biotechnology for cattle slurry treatment and Valorization as organic fertilizer. 2nd International Workshop, Universidad de La Frontera, Pucón, Chile, October 27-29, 2010. Rodale, 1971.
- Morand P, Robin P, Pourcher AM, Oudart D, Fievet S, Luth D, Cluzeau D, Picot B, Landrain B. (2011). Design of an integrated piggery system with recycled water, biomass production and water purification by vermiculture, macrophyte ponds and constructed wetlands. *Water Sci Technol*. 2011;63(6):1314-20.
- Nikolaos Athanasopoulos. Use of earthworm biotechnology for the management of anaerobically stabilized effluents of dried vine fruit industry. *Biotechnology Letters*. Volume 15, Number 12, 1281-1286, DOI: 10.1007/BF00130312.
- Philippe Morand, Paul Robin, Aurélie Escande, Bernadette Picot, Anne-Marie Pourcher, Qiu Jiangping, Li Yinsheng, Gwenn Hamon, Charlotte Amblard, Luth, Sébastien Fievet, Didier Oudart, Camille Pain Le Quéré, Daniel Cluzeau, and Brigitte Landrainf. (2010). Extensive Treatment System For Recycling Water For Flushing Fresh Manure And Recovering Nutrients. *International Symposium on Aqua Science, Water Resource and Low Carbon Energy, AIP Conf. Proc.* -- November 24, 2010 -- Volume 1251, pp. 89-92. 2nd ; doi:10.1063/1.3529351.
- Qiu Jiang ping. (2000). Earthworms and their application in environment protection III.Application of earthworms in the treatment of organic waste and urban

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- sewage. JOURNAL OF SHANGHAI AGRICULTURAL COLLEGE. 2000-01. ISSN: 31-1448.0.2000-01-009.
- Rodríguez-Canché LG, Cardoso-Vigueros L, Maldonado-Montiel T, Martínez-Sanmiguel M (2010b). Pathogen reduction in septic tank sludge through vermicomposting using *Eisenia fetida*. *Bioresource Technology* 101: 3548–3553.
- Rodale, J.I. y Staff of Organic Gardening and Farming. (1971). *The Complete Book of Composting*. Rodale Press. Emmaus, Pasadena, California, E.U. 96 p.
- Schuldt, Miguel. (2004). *Lombricultura fácil*. Work Graf, S.R.L. Buenos Aires, Argentina. 2004. ISBN 987-43-7070-X.
- Singh D.P. and S.K. Dwivedi. (2005). *Environmental Microbiology and Biotechnology*. New Age International Publishers. 228 pp. ISBN: 81-224-1510-5. Printed in India. Chapter: Vermiculture Biotechnology an Biocomposting 97-105 pp.
- Sinha, R.K, G.Bharambe ans P. Bapat. Removal of High BOD and COD (2007). Loadings of Primary Liquid Waste Products from Dairy Industry by Vermifiltration Technology Using Earthworms. *Indian J. Environmental Protection* 27 (6): 486-501(2007).
- Sinha Rajiv K., Gokul Bharambe and Uday Caudhari. (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over ventional systems with potential for decentralization. *The environmentalist*, 2008, vol. 28, no4, pp. 409-420 [12 page(s), ISSN 1573-2991.
- Su Wanga, b, Jian Yanga, Shan-Jie Loua and Jian Yanga. (2009). Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag-coal cinder filter. *Ecological Engineering*. Volume 36, Issue 4, April 2010, Pages 489-494. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.11.018.
- Tohá José. (1992). Sistema Tohá. Disponible en: <http://www.sistematoha.cl/index.htm>.
- Uday Bhawalkar. (1993). New role for earthworms as sewage cleaners. Down to the earth. May 15, 1993. Disponible en: <http://www.downtoearth.org.in/node/30968>.
- Tsukanoto, J., Watanabe, H. (1977). Influence of temperature on hatching and growth of *Eisenia foetida* (Oligochaeta: Lumbricidae). *Pedobiología*, 17:338-342.
- Xing Mei-yan, Yang Jian, Ma Xiao-jie, Chen Qiao-yan. (2008). Study on Nitrification Performance of Vermibiofilter and Its Influencing Factors. *China Water & Wastewater*. 2008-03.CNKI:SUN:GSPS.0.2008-03-006.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Yang Jian, Yang Ju-chuan, Chen Qiao-yan, Lou Shanjie. (2008). Effect of Hydraulic Load Distribution on Sewage Treatment Efficiency of Earthworm Bio-filter. *Environmental Science*. 2008-07. CNKI:SUN:HJKZ.0.2008-07-024.
- Yang Jian, ZHAO Li-min, CHEN Qiao-yan, DENG De-han, YI Dang-hao. (2009). Effect of Hydraulic Loading on Antioxidant Enzyme and Digestive Enzyme Activities of Earthworm in Biofilter. *Environmental Science*. 2009-04. CNKI:SUN:HJKZ.0.2009-04-017
- Yang Jian, Zhao Limin, Chen Qiaoyan, Yi Danghao. (2009). Ecological and Physiological Adaptabilities of Earthworm in Vermifilter Under Different Hydraulic Loading. DOI: CNKI:SUN:TJDZ.0.2009-08-011. *Journal of Tongji University(Natural Science)*. 2009-08. CNKI:SUN:TJDZ.0.2009-08-011
- YI Dang-hao, ZHANG Jie, YANG Jian, YANG Ju-chuan. (2008). Study on Feasibility of Chemical Phosphorus Removal in Earthworm Biofilter. *China Water & Wastewater*. 2008-19. DOI: CNKI:SUN:GSPS.0.2008-19-008.
- Wu Min, Ma Xiaojie, Yang Jian, Xing Meiyang. (2007). Feasibility study of lombrifilter for sludge reduction and stabilization. *Environmental Pollution & Control*. 2007-06. CNKI:SUN:HJWR.0.2007-06-001.
- Xing Meiyang, Yang Jian and Lu Zhibo. (2005). Microorganism-earthworm Integrated Biological Treatment Process a Sewage Treatment Option for Rural Settlements. ICID 21st European Regional Conference 2005 - 15-19 May 2005 - Frankfurt (Oder) and Slubice - Germany and Poland. Disponible en: www.zalf.de/ucid/ICID_ERC2005/HTML/ERC2005PDF/.../Xing.pdf.
- Xing Mei-yan, YANG Jian, MA Xiao-jie, CHEN Qiao-yan. (2008). Study on Nitrification Performance of Vermibiofilter and Its Influencing Factors. *China Water & Wastewater*. 2008-03. CNKI:SUN:GSPS.0.2008-03-006.
- Zhao L, Wang Y, Yang J, Xing M, Li X, Yi D, Deng D. (2010). Earthworm-microorganism interactions: a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. *Water Res*. 2010 Apr;44(8):2572-82. Epub 2010 Jan 22. PMID: 20144838.

CAPÍTULO 4.-DISEÑO DE VERMIFILTROS Y PARÁMETROS DE OPERACIÓN

- Garzón-Zúñiga, M.A., Lessard P., Aubry G. y Buelna G. (2005). Aeration effect on the efficiency of swine manure treatment in a trickling filter packed with organic materials. *Wat. Sci. Tech.*, 55(10), 135-143.
- Han Runping, Zhang Zongpei, Shi Jie, Liu Hongmin, Yang Jian, Lu Yongsen. Test research on microbial-earthworm ecofilter system for municipal sewage

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- treatment. (2005). Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control. 2005-07.ISSN:1008-9241.0.2005-07-012.
- Su Wanga, B, Jian Yanga, Shan-Jie Loua and Jian Yanga. (2010). Wastewater treatment performance of a vermifilter enhancement by a converter slag-coal cinder filter. Ecological Engineering. Volume 36, Issue 4, April 2010, Pages 489-494. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.11.018
- Wu Min, Ma Xiaojie, Yang Jian, Xing Meiyang. (2007). Feasibility study of lombrifilter for sludge reduction and stabilization. Environmental Pollution & Control. 2007-06. CNKI:SUN:HJWR.0.2007-06-001.
- YANG Jian, ZHAO Li-min, CHEN Qiao-yan, DENG De-han, YI Dang-hao. (2009). Effect of Hydraulic Loading on Antioxidant Enzyme and Digestive Enzyme Activities of Earthworm in Biofilter. Environmental Science. 2009-04. CNKI:SUN:HJKZ.0.2009-04-017

CAPÍTULOS 5.-EMPAQUES DE VERMIFILTROS Y 6.-INSTALACIÓN DE LOS MATERIALES FILTRANTES EN LOS VERMIFILTROS

- Constantino Costantinidis. (1970). Bonifica ed Irrigazione. Edagricole. Bologna, 1970 Obtenido de «http://es.wikipedia.org/w/index.php?title=Porosidad_del_suelo&oldid=37004936».
- Garzón-Zúñiga M.P. Lessard and G. Buelna. Determination of the hydraulics residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. Environmental Technology, Vol. 24, pp 605-614.
- Garzón-Zúñiga M. and Gonzáles S. (1996). Biological phosphate and nitrogen removal in a biofilm sequencing batch reactor, Water science and technology, 34(1-2), 293-301.
- Juárez Badillo Eulalio y Rico Rodríguez Alfonso. Título: Mecánica de Suelos. Tomo 1. Fundamentos de la Mecánica de Suelos. Editorial: LIMUSA-Noriega Tercera Edición. Decimaséptima reimpresión 1996. Impreso en México, D.F. ISBN 968-18-0069-9.
- Meaney B. and Strickland E. (1994). Operating experiences with submerged filters for nitrification and denitrification, Water science and technology, 29 (10-11), 119 -125.
- Ortiz-Villanueva, B. y C.A. Ortiz-Solorio. 1990. Edafología. Universidad Autónoma de Chapingo. Departamento de Suelos. Séptima Edición.
- SEMARNAT. 2002. Norma oficial mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

suelos, estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación 31 de diciembre de 2002.

Secretaría de Economía. 2008. Norma mexicana NMX-FF-109-SCFI-2008 para humus de lombriz (lombricomposta) especificaciones y métodos de prueba. Dirección General de Normas, declaratoria 26 de mayo de 2008.

CAPÍTULO 7.-EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES DE *Eisenia foetida*

Cardoso-Vigueros Lina, Marco Garzón Zúñiga, Esperanza Ramírez Camperos. Vermicomposteo de Sólidos Removidos de un Pre-tratamiento de Cribado de Excretas Porcinas. Ingeniería Agrícola y Biosistemas 2(1): 35-39, 2010. Doi: 10.5154/r.inagbi.2010.10.014.

Domínguez, J., C. Edwards, y M. Webster. 2000. Vermicomposting of sewage sludge: Effect of bulking materials on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei*. Pedobiologia, 44:24-32.

Elvira, C., L. Sampedro, E. Benítez, y R. Nogales. 1998. Vermicomposting of sludges from papel mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: A pilot-scale study. Bioresource Technology 63:205-211.

García, M., F. Mariño, y S. Mato. 1999. Effect of diet on growth and reproduction of *Eisenia andrei* (Oligochaeta, Lumbricidae) reared in individual cultures. Pedobiologia 43:267-275.

Hernandez, J.A., Contreras, C, Palma, R. et al. Efecto de los restos de la industrialización de la palma aceitera sobre las etapas de crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia andrei*). Rev. Fac. Agron., jul. 2006, vol.23, no.3, p.319-330. ISSN 0378-7818.

Neuhauser, E., R. Hartenstein, y L. Kaplan. 1980. Growth of the earth *Eisenia foetida* in relation to population density and food rationing. Oikos 35:93-98

Sainz, H., E. Benítez, R. Melgar, R. Alvarez, M. Gómez y R. Nogales. Biotransformación y valorización agrícola de subproductos del olivar -orujos secos y extractados- mediante vermicompostaje. Edafología. Volumen 7-2. Mayo 2000. pag 103-111.

Schuldt Miguel. 2004. Lombricultura fácil. Work Graf, La Plata, Argentina. ISBN 987-43-7070-X.

Shuldt Miguel, Alejandra Rumi y Diego E. Gutierrez Gregoric. 2005. Determinación de "edades" (clases) en poblaciones de *Eisenia fetida* (Annelida: Lumbricidae y sus implicaciones reprobilógicas. Revista del Museo de La Plata 2005, Zoología, 17 (170): 1-10 pp. ISSN 0376-4338.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

Slejska, A. 1996. Vermicomposting of wastes from paper pulp industry. http://www.vurv.cz/czbiom/clen/as/engl_verm.html, (1996).

CAPÍTULO 8.-RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN ANALÍTICA

- Buelna G. y Belanguer G. (1990). Biobiltration á base de tourbe pour le traitement des eaux usées des petites municipalités. *Sci. Tech. Eau.*, 23, 254-259.
- Capistrán Fabricio, Eduardo Aranda y Juan Carlos Romero. 2001. Manual de Reciclaje, Compostaje y Lombricompostaje. Instituto de Ecología, A.C. 2001. 151 pp. 1era. Ed., 1era. Reimp. Xalapa, Ver. México. 80 a 138 pp.
- Correa M. y Sierra J. (2004). Remoción integrada de materia orgánica y nitrógeno en un sistema de biofiltros en serie anaerobio/anóxico/aerobio en condiciones dinámicas. *Revista Facultad de Ingeniería*, 31, 5-12.
- Colas R. (1972). *La pollution des eaux Que sais-je?*. Presses Universitaires de France. 4a. ed. 128 pp., Francia.
- Doménech X. y Peral J. (2006). *Química Ambiental de Sistemas Terrestres*. Editorial Reverte, S.A. 2008. España 239 pp.
- Dubé R., Buelna G y Lessard, P. (1995) Traitment du lisier de porc par biofiltration milieu organique aéré. *Technologie de biofiltration pour le traitement du lisier de porc*. Proc. Of de 18th. Symposium on wastewater treatment. November 1995, Montréal, Québec, Canada, pp. 298-309.
- Fang Cai-xia, LUO Xing-zhang, GUO Fei-hong, ZHENG Zheng, LI Zhe-qin. Nitrogen Removal in Earthworm Ecofilter Treating Domestic Wastewater. *Environmental Science* 2010-02. CNKI: SUN: HJKZ.0.2010-02-014
- Garzón-Zúñiga, M. A. (2001). Mécanismes d'enlèvement de l'azote du lisier de porc par Biofiltration aéré sur tourbe. Ph.D. Thesis. Department of Civil Engineering, Laval University, Québec, Canada.
- Garzón-Zúñiga, M. A., Lessard P. Y Buelna G. (2002). Transformación y eliminación de nitrógeno en el tratamiento de efluentes de granjas de puerco, empleando un biofiltros aireado con soporte orgánico. XII Congreso Nacional de la Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Guanajuato, México.
- Garzón-Zúñiga M.A., Lessard P. Aubry G. y Buelna G. (2005). Nitrogen elimination mechanisms in an organic media aerated biofilter treating pig manure. *Environ. Technol.*, 26, 361-371.
- Garzón-Zúñiga Marco, Ana C. Tomasini-Ortiz, Gabriela Moeller-Chávez, Yolanda Hornelas Uribe, Berardo Buelna y Petia Mijaylova. (2008). Enhanced pathogen removal in on-site biofiltration systems over organic filtration

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- materials. *Water Practice and Technology*. Vol. 3, Issue 2. Doi: 10.2166/wpt.2008.053.
- Han Runping, LU Yongsen, YANG Jian, LIU Hongmin. Pilot test on multiple layer microbial-earthworm eco-filter system for sewage treatment. *Acta Scientiae Circumstantiae*. 2004-03. ISSN:0253-2468.0.2004-03-015.
- Han Runping, Zhang Zongpei, Shi Jie, Liu Hongmin, Yang Jian, Lu Yongsen. Test research on microbial-earthworm ecofilter system for municipal sewage treatment. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*. 2005-07. ISSN:1008-9241.0.2005-07-012.
- Hernández Castillo A. L. (2010). Tratamiento de aguas residuales para la industria porcícola por medio de biofiltración sobre lecho orgánico. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México. UNAM.
- Horn Marcus A. Horn,* Harold L. Drake, and Andreas Schramm. (2006). Nitrous Oxide Reductase Genes (nosZ) of Denitrifying Microbial Populations in Soil and the Earthworm Gut Are Phylogenetically Similar. *Appl Environ Microbiol*. 2006 February; 72(2): 1019–1026. doi: 10.1128/AEM.72.2.1019-1026.2006
- Gilbert Y., Le bihan Y. Aubry G., Veillette M., Duchaine C. y Lesaard P. (2008) Microbiological and molecular characterization of denitrification in biofilters treating pig manure. *Bioresource Technology*, 99, 4495-4502.
- Jimenez Cisneros Blanca. (2001). La contaminación ambiental en México. Edit. Limusa. Mexico, 2001. pp.925. ISBN 968-18-6042X. 69-133 y 136 pp.
- Jing Liu, Zhibo Lu, Jian Yang, Meiyang Xing, Fen Yu, "Ceramsite-Vermifilter for Domestic Wastewater Treatment and Reuse: An Option for Rural Agriculture," *Energy and Environment Technology*, International Conference on, vol. 2, pp. 472-475, 2009 International Conference on Energy and Environment Technology, 2009.
- Jian Yang, Shuangfu Zhang, Jian Yang, Zhibo Lu. (2009). Analysis on the Performance of Vermifilter at Low Temperature in Winter, *Energy and Environment Technology*, International Conference on, vol. 3, pp. 193-197, 2009 International Conference on Energy and Environment Technology, 2009.
- Jian Yang, Fen Yu, Yi Chen, Zheng-pa Cao, Ting Liu, Mei-yan Xing. Comparison of Nitrification Performance between Vermifilter Using Quartz Sand and Ceramsite as Media. *Energy and Environment Technology*, International Conference on, vol. 2, pp. 484-487, 2009 International Conference on Energy and Environment Technology, 2009.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Linping Kuai, Wim Kerstens, Nguyen Phu Cuong y Willy Verstraet (1998). Treatment of domestic wastewater by enhanced primary decantation and subsequent naturally ventilated trickling filtration. *Water, air and soil pollution*, 113 (1-4), 43-62.
- Li Xu-dong, QIU Jiang-ping, HE Xiao-juan, XIAO Yi-qun. (2008). Pilot-scale Study on Municipal Wastewater Treatment by Vermi-biofilter. *Water Purification Technology*. 2008-04.CNKI:SUN:ZSJS.0.2008-04-012.
- Lenntech. (2011). ¿Por qué es importante el oxígeno disuelto en el agua?. Disponible en: <http://www.lenntech.es/por-que-es-importante-el-oxigeno-disuelto-en-el-agua.htm>
- Read more: <http://www.lenntech.es/por-que-es-importante-el-oxigeno-disuelto-en-el-agua.htm#ixzz1ii46UrNx>
- Metcalf and Eddy Inc. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*. 4ª. Edición. MacGraw Hill. Nueva York. 1819. pp.
- Meiyan Xing, Xiaowei Li* and Jian Yang. Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology* Vol. 9(44), pp. 7513-7520, 1 November, 2010. Available online at <http://www.academicjournals.org/AJB> ISSN 1684–5315 ©2010 Academic Journals.
- Morales Mejía J. (2006). Remoción biológica simultánea de fósforo y nitrógeno de agua residual en un reactor de lecho móvil. Tesis de Maestría. Posgrado de Ingeniería Ambiental. UNAM. 106 pp.
- Moreno B., Gomez M., González J. y Hontoria E. (2005). Inoculation of a submerged filter for biological denitrification of nitrate polluted groundwater: a comparative study. *Journal of Hazardous Materials* B117, 141-147.
- Piet N., Piet M., Lode S. and Willy H. (1994). Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. *Wat. Res.*, 28 (1), 17-26.
- QIU Jiang ping. Earthworms and their application in environment protection III. Application of earthworms in the treatment of organic waste and urban sewage. *JOURNAL OF SHANGHAI AGRICULTURAL COLLEGE*. 2000-01. ISSN: 31-1448.0.2000-01-009.
- Ramalho R., Jimenez D. y De Lora F. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Editorial Reverté, S.A. España,
- Reddy Movva. (1998). *Biological and Chemical Systems for Nutrient Removal*. Water Environment Federation. ISBN 1572781238.
- Singh D.P. and S.K. Dwivedi. 2005. *Environmental Microbiology and Biotechnology*. New Age International Publishers. 228 pp. ISBN: 81-224-

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- 1510-5. Printed in India. Chapter: Vermiculture Biotechnology an Biocomposting 97-105 pp.
- Sinha R.K., G Bharambe and P. Bapat. (2007). Removal of High BOD and COD Loadings of Primary Liquid Waste Products from Dairy Industry by Vermifiltration Technology Using Earthworms. Indian J. Environmental Protection, Vol. 27, No. 6, June 2007.
- Sinha, Rajiv K. Jaya Nahir, Gokul Bharambe. (2008). Vermiculture Revolution. In: Daven James I. and Robert N Klein (Editors). Progress in Waste Management Research. Edit. Nova Science Publishers, Inc. ISBN 978-1-60456-235-4...
- Sharda Dhadse; Shanta Satyanarayan; P. R. Chaudhari; S. R. Wate. Vermifilters: a tool for aerobic biological treatment of herbal pharmaceutical wastewater. Ecological Engineering. Volume 36, Issue 4, April 2010, Pages 489-494. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.11.018
- Taylor, M., Clarke, W. P. and Greenfield, P. F. (2003) The treatment of domestic wastewater using small-scale vermicompost filter beds. Ecological Engineering, 21 2-3: 197-203.
- T. Decaens A.F., Rangel N., N. Asakawa, R.J. Thomas. (1999). Carbon and nitrogen dynamics in ageing earthworms cast in grasslands of the eastern plains of Colombia. Biol. Fertil. Soils 30 (1999) 20-28 pp.
- Tomara, Priyanka and Surindra Suthar, A. (2011). Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. Current Development of Wastewater Treatment in India. Volume 282, 1 November 2011, Pages 95-103. doi:10.1016/j.desal.2011.09.007.
- Ujang Z., Salim M. y Khor S. (2002). The effect of aeration and non-aeration time on simultaneous organic, nitrógeno and phosphorus removal using and intermittent aeration membrane birreactor. Wat. Sci. Tech., 46(9), 193-200.
- Xing Mei-yan, YANG Jian, MA Xiao-jie, CHEN Qiao-yan. Study on Nitrification Performance of Vermibiofilter and Its Influencing Factors. China Water & Wastewater. 2008-03. CNKI:SUN:GSPS.0.2008-03-006.
- Yang Jian, ZHAO Limin, CHEN Qiaoyan, YI Danghao. (2009a). Ecological and Physiological Adaptabilities of Earthworm in Vermifilter Under Different Hydraulic Loading. DOI: CNKI:SUN:TJZ.0.2009-08-011. Journal of Tongji University (Natural Science). 2009-08. CNKI:SUN:TJZ.0.2009-08-011.
- Yang Jian (b), ZHAO Li-min, CHEN Qiao-yan, DENG De-han, YI Dang-hao. (2009b). Effect of Hydraulic Loading on Antioxidant Enzyme and Digestive Enzyme Activities of Earthworm in Biofilter. Environmental Science. 2009-04. CNKI:SUN:HJKZ.0.2009-04-017

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Ying-Chih Chiu, Li-Ling Lee, Cheng-Nan Chang y Allen C. Chao (2007). Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *International biodegradation and biodegradation*, 59, 1-7.
- Yin-Sheng Li, Yi-Qun Xiao, Jiang-Ping Qiu, Yi-Qi Dai and Paul Robin. (2009). Continuous village sewage treatment by vermifiltration and activated sludge process. *IWA Publishing 2009 Water Science & Technology—WST* | 60.11 | 2009
- William G. Sheikh B., Holden R., Konretas T. and Nelson K. (2007). The impact of increased loading rate on granular media, rapid depth filtration of wastewater. *Wat. Res.*, 41, 4535-4545.
- Winkler A., (2008). Tratamiento biológico de aguas de desecho. Ed. Limusa, México. 338 pp.
- Wu Min, Ma Xiaojie, Yang Jian, Xing Meiyang. Feasibility study of lombrifilter for sludge reduction and stabilization. *Environmental Pollution & Control*. 2007-06. CNKI:SUN:HJWR.0.2007-06-001.

CAPÍTULO 9.-TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA COSMÉTICO-FARMACÉUTICA MEDIANTE UN VERMIFILTRO

- Altaf M.S. y Ali T.A. (2010). Waste water treatment using sequential batch reactor and development of microbiological method for the analysis of relative toxicity. *Pakistan Journal of Nutrition*. 9: 574-576.
- APHA (2005). *Standards methods for the examination of water and wastewater*. 21a ed. American Public Health Association. Washington, EUA. 1368 p.
- Atiyeh R. M., Domínguez J., Subler S. y Edwards C.A. (2000). Biochemical changes in cow manure processed by earthworms (*Eisenia andrei*) and their effects on plant growth. *Pedobiología*. 44: 809-724.
- Atiyeh R.M., Edwards C.A., Subler S. y Metzger J.D. (2001). Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plants growth. *Bioresource Technology* 78: 11-20.
- Ávila G., Gaete H., Morales M y Neaman A. (2007). Reproducción de *Eisenia foetida* en suelos agrícolas de áreas mineras contaminadas por cobre y arsénico. *Pesq. agropec. bras., Brasília*, v.42, n.3, p.435-441,

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Bajsa O., Nair J., Mathew K. y Ho G. (2003). Vermiculture as a tool for domestic wastewater management. *Water Science and Technology*. 48(11–12), 125–132.
- Basaure P.B. (1993). *Manual de lombricultura*. Chile.
- Bernández T. (2005). *La industria cosmética en México, oportunidades los mercados externos*. Bancomext
- Biotech Support Service. (1999). Window to the expanding world of biotechnology. Biorreactor systems for industrial waste-water treatment (aerobic methods).
- Blaise C., Forget G. y Trottier S. (2000). Toxicity screening of aqueous samples using a cost effective 72-h exposure *Selenastrum capricornutum* assay. *Environmental Toxicology*, Vol. 15, issue 4, pag 352-359. 2000
- Bouché M.B. y Soto P., (2004). An industrial use of soil animals for environment: the treatment of organically polluted water by lumbrifiltration. In: *Proceedings of the 14th International Colloquium on Soil Zoology and Ecology*. University of Rouen, Mont Saint Aignan, France, August 30–September 3, pp. 1–13.
- Boyd G., Zhang S. y Grimm D. (2005). Naproxen removal from water by chlorination and biofilm processes. *Water Research* 39, 668 – 676.
- Buitrón G., Melgoza R. M. y Jiménez L. (2003). Pharmaceutical wastewater treatment using an anaerobic/aerobic sequencing batch biofilter. *Journal of Environmental Science and Health. Part A Toxic/Hazardous substances and Environmental Engineering*, 38 (10), 2077-2088.
- Bulich A. A. (1982). A practical and reliable method for monitoring the toxicity of aquatic samples. *Process Biochemistry* 17:45-47
- Bulich, A. 1988. Analytical application of the MICROTOX system. *Analytical Techniques and Residuals Management En: Water Pollution Control Federation Specialty Conference*, Abril 19-20, Atlanta.
- Butterworth F. (1995) *Introduction to Biomonitors and Biomarkers as Indicators of Environmental Change*. Ed. Plenum Press. EUA. p. 313.
- Cairns J. Jr. y Dickson K.L. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 43:755-772.
- Capistrán F., Aranda E. y Romero J.C., (2001). *Manual de reciclaje, compostaje y Lombricompostaje*. Instituto de ecología. Jalapa, Ver. 150 págs.
- Carballo J. L., Hernandez-Ida Z. L., Perez P. y Garcia-Gravalos M. D. (2002). A comparison between two brine shrimp assays to detect in vitro cytotoxicity in marine natural products; *BMC Biotechnology* 472 2–17.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Chang C.-Y., Chang J.-S., Vigneswaran S., y Kandasamy J. (2008). Pharmaceutical wastewater treatment by membrane bioreactor process - a case study in southern Taiwan. *Desalination*, 234 (1-3), pp. 393-401.
- Cleuvers M., (2003). Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. *Toxicology Letters* 142 (3), 185-194.
- Cleuvers M., (2004). Mixture Toxicity of the Anti-Inflammatory Drugs Diclofenac, Ibuprofen, Naproxen, and Acetylsalicylic Acid. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 59 (3), 309-315.
- Delgado M. M., Porcel M.A., Miralles R., Beltrán E., Beringola L. y Martín J.V., (2004). Efecto de la vermicultura en la descomposición de residuos orgánicos. *Revista Internacional de Contaminación. Ambiental*. 20: 83-86.
- Domínguez J. (2004). State of the art and new perspectives in vermicomposting research. Pp. 401-425. En: C. A. Edwards (ed). *Earthworm ecology*. CRC Press. Boca Raton.
- Eaton R. C., y Farley R. D. (1974). Spawning cycle and egg production of zebrafish, *Brachydanio rerio*, in the laboratory. *Copeia* 1974:195-204.
- Eissa L., Salibian A, Ferrari L., Porta P. y Borgnia M. (2003). Evaluación toxicología no invasiva del Cadmio: modificaciones de biomarcadores conductuales en *Cyprinus Carpio*. *Biología Acuática*, 20: 221.
- El-Gohary F.A., Abou-Elela S.I. y Aly H.I. (1995). Evaluation of biological technologies for wastewater treatment in the pharmaceutical industry. *Water Science and Technology*, Vol: 32, No: 11, pp: 13-20.
- Environmental Protection Agency Test Method: 797.1440. Fish acute toxicity test: static, semi-static and flow through.
- Environmental Protection Agency. (1995). Development Document for Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Pharmaceutical Manufacturing Point Source Category. EPA-821-R-95-019. Washington, DC: US EPA, Office of Water.
- Fernícola G. (1992a). Evaluación de Riesgo. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Organización Panamericana de la Salud. Metepec, México. p. 23-30.
- Fernícola G. (1992b). Evaluación Biológica de la Exposición Humana en: Toxicología Prospectiva y Seguridad Química: Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (PISSQ/PNUMA-OIT-OMS). Reyes, F. y A. Waldemar. Ed. ECO. México. p. 23-34
- Fernícola G. (1992c) Nociones Básicas de Toxicología. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Organización Panamericana de la Salud. Metepec, México. 113 pp.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Figuroa G. y Pinzón N. S. (2000). Evaluación de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bénticos en la zona de Atlixco, Puebla. Tesis profesional para obtener el título de licenciatura en Biología, especialidad en ecología. Universidad de las Américas, Puebla. Escuela de Ciencias, departamento de química y biología. México. 122 pp.
- Fishman M.C., Stainier D.Y., Breitbart R.E. y Westerfield M. (1997). Zebrafish: Genetic and embryological methods in a transparent vertebrate embryo. *Meth Cell Biol* 52:67–82.
- García-Pérez Rafael E., (2006). La lombriz de tierra como una biotecnología en agricultura. Universidad Autónoma de Chapingo, México. 177 págs.
- Garg, P., Gupta, A. y Satya, S., (2006). Vermicomposting of different types of waste using: A comparative study. *Bioresourse. Technology*. 3: 391-395.
- Garzón-Zúñiga, M.A., Lessard P. y Buelna G. (2003). Determination of the hydraulic residence time in a trickling biofilter filled with organic matter. *Environmental Technology* 24 (5) pp. 605 – 614.
- Gennaro A. (1990). Remington's Pharmaceutical Sciences, 18 edición. Easton, Pensilvania: Mack Publishing Company.
- Gülmez, B., Ozturk, I., Alp, K. and Arikan, O. A. (1998). Common Anaerobic Treatability of Pharmaceutical and Yeast Industry Wastewater. *Water Science and Technology*, Vol: 38, No: 4-5, pp: 37-44.
- Hamdy, A.A., Joshi, S.G. y Gupta S.K. (1992). Effect of organic load and reactor height on the performance of anaerobic mesophilic and thermophilic fixed film reactors in the treatment of pharmaceutical wastewater. *Environmental Science and Technology*, 13, 1161–1168.
- Hardman J., Gilman A. y Limbird L. (1996). Goodman and Gilman's The Pharmacologic Basis of Therapeutics. Nueva York: McGraw Hill Co.
- Harremoës, P. Biofilm Systems III. (1996). Selected Proceedings of the IAWQ 3. International Specialised Conference on Biofilm Systems, Copenhagen, Denmark.
- Hughes R.J., Nair J. y Ho G. (2008) The toxicity of ammonia/ammonium to the vermifiltration wastewater treatment process. *Water Science and Technology*. 58(6):1215-20.
- Hughes, R. J., Nair, J., Mathew, K. y Ho, G. (2007). Toxicity of domestic wastewater pH to key species within an innovative decentralised vermifiltration system. *Water Science and Technology*. 55(7), 211–218.
- Inanc, B., Calli, B., Alp, K., Ciner, F., Mertoglu, B. y Ozturk, I. (2002). Toxicity assessment on combined biological treatment of fermentation and chemical synthesis based pharmaceutical industry effluents. *Water Science and Technology*, Vol: 45, No:12, pp:135-142.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Isidori M., Lavorgna M., Nardelli A., Parrella A., Pretera L. y Rubino M. (2005). Ecotoxicity of naproxen and its phototransformation products. *Science of the Total Environment* 348, 93 – 101
- ISO 11348-2 2007. International Standard. Water quality– Determination of the inhibitory effect of watersamples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test) – Part: method using liquid-dried bacteria.
- ISO 6341. 1996. International Standard. Water quality– Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna Status* (Cladocera, Crustacea) – Acute toxicity test.
- Jennett, J.C. y Dennis, N.D. Jr. (1975). Anaerobic filter treatment of pharmaceutical waste. *Journal of Water Pollution Control and Federation*, 47, 104-121.
- Jones, O.A.H., N. Voulvoulis y J.N. Lester. (2001). Human Pharmaceuticals in the Environment: a review. *Environmental Technology*. 22(12): 1383-1394.
- Joss A., Zabczynski S., Gobel A., Hoffmann B., Loffler D. y McArdell C. (2006). Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme *Water Research*. 40:1686-1696.
- Kaiser K. y Palabrica V. (1991). Photobacterium phosphoreum Toxicity Data Index. *Water Pollution Research Journal of Canada*. 26 (3): 361-431.
- Kolpin D.W., Furlong E.T., Meyer M.T., Thurman E.M., Zaugg S.D., Barber L.B., y Buxton H.T. (2002) Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: a national reconnaissance. *Environmental Science and Technology* 36:1202–1211.
- Kosjek T., Heath E. y Kompare B., (2007). Removal of pharmaceuticals residues in a pilot wastewater treatment plant. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. Vol:387, No: 4, pp: 1379-1387.
- Kroschwitz J. (1992). *Encyclopedia of Chemical Technology*. Nueva York: Wiley Interscience.
- Kummerer, K. y Al-Ahmad, A., 1997. Biodegradability of the anti-tumour agents 5-fluorouracil, cytarabine and gemcitabine: impact of the chemical structure, and synergistic toxicity with hospital effluents. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. 25, 166-172.
- Laale H.W. (1977) The Biology and Use of the Zebrafish (*Brachydanio rerio*) in Fisheries Research. A Literature Review. *Journal of Fish Biology*. 10, 121-173.
- Li Y.S., Xiao Y.Q., Qiu J.P., Dai Y.Q. y Robin P. (2009) Continuous village sewage treatment by vermifiltration and activated sludge process. *Water Science and Technology* 60 (11), 3001-3010.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Li, Y. S., Robin, P., Cluzeau, D., Bouché, M., Qiu, J. P., Laplanche, A., Hassouna, M., Morand P., Dappelo C. y Callarec C. (2008). Vermifiltration as a stage in reuse of swine wastewater: Monitoring methodology on an experimental farm. *Ecological Engineering*, 32(4), 301-309.
- Linares-Hernández I., Martínez-Miranda V., Barrera-Díaz C., Pavón-Romero S., Bernal-Martínez L. y Lugo-Lugo V. (2010). Oxidación de materia orgánica persistente en aguas residuales industriales mediante tratamientos electroquímicos. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, Vol. 2(1), 21-36.
- Liu F., Song Y., Zeng P., Peng J., Xiao S., Duan L., Qiu G., Ye J. y Song C. (2011). Adsorption Characteristics of Cu²⁺ onto Zeolite from Pharmaceutical Industrial Wastewater. *Chinese Research Academy of Environmental Sciences*. Pp 1933-1936.
- Martínez S., Fernández J., Segura F. y Sánchez A. (2003). Pre-oxidation of an extremely polluted industrial wastewater by the Fenton's reagent. *Journal of Hazardous Materials*. Vol 101(3), 315-322.
- Miller W. E., Peterson S. A., Greene J. C. y Callahan C. A. (1985). Comparative toxicology of laboratory organisms for assessing hazardous water sites. *Journal Environmental Quality* 14:569-574.
- Molina C.B., Zazo J.A., Casas J.A. y Rodriguez J.J., (2010), CWPO of 4-CP and industrial wastewater with Al-Fe pillared clays, *Water Science and Technology*, 61, 2161-2168.
- Moreno G. (2003). Toxicología ambiental evaluación de riesgo para la salud humana, Mc Graw Hill, España. pp 370.
- Norma Mexicana. NMX-AA-087-1995-SCFI. Análisis de agua. Evaluación de toxicidad aguda con *Daphnia magna* Status (Crustacea-Cladocero). Método de Prueba.
- Norma Mexicana. NMX-AA-112-1995-SCFI. Análisis de Agua y Sedimentos. Evaluación de Toxicidad Aguda con *Photobacterium phosphoreum*. Método de Prueba.
- Norma Mexicana. NMX-FF-109-SCFI-2007 humus de lombriz (lombricomposta) - especificaciones y métodos de prueba vermicompost (worm casting) - specifications and test methods. México.
- Onesios K., Yu J. y Bouwer E. (2009). Biodegradation and removal of pharmaceuticals and personal care products in treatment systems: a review. *Biodegradation*. Vol. 20(4), 441-466.
- Parker S.P., Corbitt. R. A. (1992). *Encyclopedia of Environmental Science and Engineering*, 3rd. edition. Mc. Graw Hill. U.S.A. pp 528.

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- Persoone, G. (1992). Ecotoxicology and water quality standards. *En: River Water Quality – Ecological Assessment and Control*; Newman, P., Piavaux, A., Sweeting, R., Eds.; 751 pp
- Quereshi, A. A., Flood K. W., Thompson S. R., Janhurst S. M., Inniss C. S. y Rokosh D. A. (1982). Comparison of a luminiscent bacterial test with other bioassays for determining toxicity of pure compounds and complex effluents. ASTM special technical publication 766:179-195.
- Radjenovic J., Petrovic M. y Barceló D., (2007) Analysis and removal of pharmaceuticals in wastewater using a membrane bioreactor. *Analytical and bioanalytical chemistry*. Vol: 387, pp: 1365-1377.
- Ramírez A., Mejía J. y Múnera C. (2007). Variación nictemeral de la calidad del agua en las lagunas de estabilización del municipio de La Ceja, Antioquia. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, junio, 22-40.
- Ramos, C. (2005). Consideraciones sobre los residuos en la industria farmacéutica. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, Número Especial.
- Ramos, C., Pellón A., Villafranca D., Espinosa M., Escobedo R. y Álvarez Y. (2005). Tecnología de tratamiento a las aguas residuales de un laboratorio farmacéutico de producción de semisólidos. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*, Vol. 36.
- Reynaldi S., Duquesne S., Jung K. y Liess M. (2006). Linking feeding activity and maturation of *Daphnia magna* following short-term exposure to fenvalerate. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25: 1831-1835.
- Reynolds J. (1989). *Martindale's: The Extra Pharmacopoeias*, 29 edición. Londres: Pharmaceutical Press.
- Robinson, T., McMullan, G., Marchant, R., y Nigam, P. (2001). Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, 77(3), 247-255.
- Rodríguez M. J., Garza G. Y., Aguilera C.A., Martínez A. S. Y. y Sosa S. G. J. (2005). Influence of Nitrate and Sulfate on the Anaerobic Treatment of Pharmaceutical Wastewater. *Engineering in Life Sciences*. Vol:5, Issue 6, pp: 568–573.
- Rogalla, F. y Bourbigot M. M. (1990). New Developments in complete nitrogen removal with biological aerated filters. *Water Science technology*. 1 22 (172) 273-280 pp
- Rosen, M., Welander T., Lofqvist A. y Holmgren J. (1998). Development of a new process for treatment of a pharmaceutical wastewater. *Water Science and Technology*, Vol: 37, No: 9, pp: 251-258.
- Sauri M.R., Nájera H.A., Ramírez J.G. y Mejía G.M., (2002). Aplicación del composteo como método de tratamiento de los residuos de frutas

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- producidas en zonas de la alta generación. *Revista Académica de Ingeniería*. 6:13-20.
- Schuldt, M., Rumi, A., Guarrera, L. y de Belaustegui, H.P. 1998. Programación de muestreos de *Eisenia fetida* (Annelida, Lumbricidae). Adecuación a diferentes alternativas de manejo. *Revista argentina de producción animal*. 18(1): 53-66.
- Siegrist, H., Ternes, T.A. y Joss, A., (2004). Scrutinizing Pharmaceuticals and Personal Care Products *En: Wastewater Treatment Journal of Environmental Science and Technology*, 38 392A-399A Retrieved November 2, 2009.
- Sinha R. K., Bharambe G. y Chowdhary U. (2008). Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms : a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization; *The Environmentalist*, UK ; Vol. 28: pp. 409-420.
- Spilker B. (1994). *Multinational Pharmaceutical Companies: Principles and Practices*, 2ª edición. Nueva York: Raven Press.
- Suthar, S. (2009). Vermistabilization of municipal sewage sludge amended with sugarcane trash using epigeic *Eisenia Fetida*. *Journal of Hazardous Materials*. 163: 199-206.
- Suthar, S., (2009). Vermicomposting of vegetable-market solid waste using *Eisenia fetida*: Impact of bulking material on earthworm growth and decomposition rate. *Ecological Engineering*. 35: 914-920.
- Swarbick J. y Boylan J. (1996). *Encyclopedia of Pharmaceutical Technology*. Nueva York: Marcel Dekker, Inc.
- Tauxe Wursch, A., (2005). *Wastewaters: occurrence of pharmaceutical substances and genotoxicity*. Tesis para optar al Grado de Doctor en Ingeniería Química. Lausanne, 263 p.
- Ternes TA, Joss A (2006) *Human pharmaceuticals, hormones and fragrances*. IWA Publishing, New York.
- Theodore L. y McGuinn Y. (1992). *Pollution Prevention*. Nueva York: Van Nostrand Reinhold.
- Torres L. G., Jaimes J., López S., Ramírez E. y Mijaylova P. (1994) Factibilidad técnica del proceso de coagulación-floculación para el tratamiento de efluentes de la industria químico-farmacéutica. *En: Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 24, Buenos Aires, 30 oct.-4 nov.
- Valdivia S., González B. y González M. (1997). Filtración combinada en lechos de Tezontle para el tratamiento de aguas residuales. Instituto de Ingeniería de

Vermifiltración para el tratamiento de aguas residuales industriales y municipales
Proyecto TC-1107

- la UNAM. Resúmenes Memorias Técnicas XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales.
- Valle-Molinares R. Borges S. y Rios-Velazquez C. (2007). Characterization of possible symbionts in *Onychochaeta borincana* (Annelida:Glossoscolecidae). *European Journal of Soil Biology*. 43:14-18
- Vasseur, P., Ferard J., Rast C., y Larbaight G. (1984). Luminiscent marine bacteria in ecotoxicity screening tests of complex effluents *En: Liu L. y Dutka B. J. (Eds.). Toxicity screening procedures using bacterial systems.* New York, Marcel Dekker. pp. 23-35.
- Vieno N., Tuhkanen T. y Kronberg L. (2005). Seasonal variation in the occurrence of pharmaceuticals in effluents from sewage treatment plant and in the recipient water. *Environmental Science Technology* 39, 8220 – 8226.
- Xing M., Li X. y Yang J. (2010). Treatment performance of small-scale vermifilter for domestic wastewater and its relationship to earthworm growth, reproduction, and enzymatic activity. *African Journal of Biotechnology*, Vol. 9(44), pp. 7513-7520
- Xing M., Yang J. y Lu Z. (2005). Microorganism-earthworm integrated biological treatment process—a sewage treatment option for rural settlements. ICID 21st European Regional Conference, 15–19 May 2005, Frankfurt.
- Yu J, Bouwer E., y Coelhan M. (2006). Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent. *Agricultural Water Management*. 86:72-80.
- Zhao D., Zhu C., Sun S., Yu H., Zhang L., Pan W., Zhang X., Yu H., Gu J. y Cheng S. (2007). Toxicity of pharmaceutical wastewater on male reproductive system of *Mus musculus*. *Toxicology and Industrial Health*. Vol: 23, No:1, pp: 47-54.
- Zhou P., Su C.Y., Li B.W. y Yi Q. (2006). Treatment of high-strength pharmaceutical wastewater and removal of antibiotics in anaerobic and aerobic biological treatment processes. *Journal of Environmental Engineering* 132:129–136.