



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA
CARRERA DE BIOLOGÍA

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN
UN HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO
SUBSUPERFICIAL
EN EL MUNICIPIO DE IXMIQUILPAN, HIDALGO.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
BIÓLOGO

PRESENTA:

LÓPEZ CRUZ NAYELI



DIRECTOR: BIÓL. RAÚL ARCOS RAMOS

México, D.F. Marzo 2013

Trabajo realizado dentro del Proyecto “Formación interdisciplinaria en sistemas de tratamiento y reúso de aguas residuales con humedales”, PAPIME clave PE206310.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

*Cuando creía todo perdido recordé
que aún me quedaba
el futuro, mi cerebro,
mi voluntad y dos manos
para cambiar mi destino*



AGRADECIMIENTOS

Quiero dar un eterno agradecimiento a mi “Alma Mater” la Universidad Nacional Autónoma de México por la formación recibida durante estos años, y por darme la oportunidad de llevar de ahora en adelante su nombre como una insignia.

A todas las personas que colaboraron y formaron parte inicial de este proyecto, especialmente al Profesor M. en C. Eliseo Cantellano por la confianza depositada para llevar a cabo este proyecto; a Don Erasto, dueño del humedal de Ixmiquilpan, al cual agradezco su dedicación, su empeño y las facilidades otorgadas.

Quiero agradecer de manera muy particular a mi Director de tesis el Biól. Raúl Arcos por todo su apoyo, sus consejos, su paciencia y por el tiempo dedicado a este trabajo de tesis.

A mis sinodales, al Profesor Armando Cervantes por el tiempo que dedicó en la revisión y su gran ayuda en la parte estadística; a la Profesora Ángeles Galván por todo su apoyo, sus consejos y ayuda en la mejora de este trabajo; a la Profesora Marisela Arteaga por sus enseñanzas, sus aportaciones a este trabajo y el tiempo dedicado a la revisión de este escrito; también a la Profesora Aída Zapata por el tiempo que dedicó para la contribución y mejora de este trabajo de tesis.

Quiero agradecer infinitamente a mis padres, Arnulfo y Elia que han sido sin duda el pilar más fuerte en mi vida, Gracias por su amor, su apoyo y por enseñarme a no rendirme nunca. A mis Hermanos Janet y Alfredo por todo ese cariño y apoyo, por ser siempre el mejor ejemplo a seguir. A mis sobrinos Ricardo y Fernanda por llenar de alegrías todos y cada uno de mis días y ser mi motor para seguir adelante. A mi prima Ana por su compañía y porque más que una prima ha sido como una hermana, gracias por tu apoyo.

Por último y no menos importante quiero agradecer todas las personas que en algún momento han sido parte de mi vida, pero en especial a todos mis amigos por todo el apoyo, las palabras de ánimo, la ayuda, las risas, los abrazos, las lagrimas, los sacrificios, las desveladas, la comida compartida... Sin duda todo este trayecto que he recorrido no sería el mismo sin cada uno de ustedes.

Suyen, Liz, Brenda, Eleni, Faviola, Arturo, Efraín, Gil, Oscar, Jorge, Memo, Ernesto Mascot, Alida, Bety, Germán, Norma, Lis, Mario, Pancho y Ernesto.

¡Mil Gracias!

DEDICATORIAS

Este trabajo va dedicado a mis padres, porque no solo ha sido mi esfuerzo el que queda plasmado, aquí está el sacrificio y la entrega de las personas más importantes en mi vida. A ustedes todo mi amor y todo mi respeto.

¡Lo logramos!

	Pag.
1. RESUMEN.....	11
2. INTRODUCCIÓN.....	13
3. MARCO TEÓRICO.....	15
3.1. CALIDAD DEL AGUA.....	15
3.2. PARÁMETROS DE MEDICIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA.....	17
3.3. AGUAS RESIDUALES.....	19
3.3.1. CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	19
3.3.2. FUENTES PRINCIPALES GENERADORAS DE AGUAS RESIDUALES.....	20
3.3.3. REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	22
3.3.4. PROCESOS DE TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE AGUAS RESIDUALES.....	24
3.3.4.1. PROCESOS FÍSICOS.....	24
3.3.4.2. PROCESOS QUÍMICOS.....	24
3.3.4.3. PROCESOS BIOLÓGICOS.....	24
3.3.5. ETAPAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES.....	25
3.3.5.1. TRATAMIENTO PRIMARIO.....	25
3.3.5.2. TRATAMIENTO SECUNDARIO	25
3.3.5.3. TRATAMIENTO TERCIARIO.....	25
3.3.6. ALGUNOS TRATAMIENTOS NO CONVENCIONALES	26
3.4. HUMEDALES NATURALES.....	29
3.4.1. COMPONENTES DE LOS HUMEDALES NATURALES.....	31
3.4.1.1. AGUA.....	31
3.4.1.2. SUSTRATO, SEDIMENTO Y RESTOS DE VEGETACIÓN.....	31
3.4.1.3. VEGETACIÓN.....	32
3.4.1.4. MICROORGANISMOS.....	32
3.4.1.5. FAUNA.....	33
3.4.2. PROCESOS DE REMOCIÓN EN LOS HUMEDALES.....	34
3.4.2.1. REMOCIÓN FÍSICA.....	34
3.4.2.2. REMOCIÓN BIOLÓGICA.....	34

3.4.2.3. REMOCIÓN QUÍMICA.....	35
3.5. HUMEDALES COSTRUIDOS.....	37
3.5.1. CLASIFICACIÓN.....	40
3.5.1.1. HUMEDALES VERTICALES.....	40
3.5.1.2. HUMEDALES HORIZONTALES.....	40
3.5.1.2.1. HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO SUPERFICIAL LIBRE (FWS CWs).....	40
3.5.1.2.2. HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO SUBSUPERFICIAL (HF CWs).....	41
3.5.2. CASOS DE ÉXITO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS EN MÉXICO.....	43
4. ZONA DE ESTUDIO.....	46
4.1. MUNICIPIO DE IXMIQUILPAN, HIDALGO.....	46
4.1.1. CLIMA.....	46
4.1.2. OROGRAFÍA.....	48
4.1.3. HIDROLOGÍA.....	48
4.1.4. GEOLOGÍA.....	48
4.1.5. SUELO.....	49
4.1.6. VEGETACIÓN.....	49
4.1.7. USO DE SUELO.....	49
5. DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA.....	51
6. PROBLEMÁTICA.....	58
7. JUSTIFICACIÓN.....	60
8. HIPÓTESIS.....	60
9. OBJETIVOS.....	61
9.1. OBJETIVO GENERAL.....	61
9.2. OBJETIVOS PARTICULARES.....	61
10. MÉTODO.....	62
10.1. GABINETE.....	62
10.2. CAMPO.....	62

10.3. LABORATORIO.....	62
11. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	69
12. CONCLUSIONES.....	108
13. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	109
14. ANEXOS.....	118
14.1. DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO).....	118
14.2. DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS TOTALES.....	119
14.3. DETERMINACIÓN DE GRASAS Y ACEITES.....	120

Índice de Cuadros

		Pag.
Cuadro 1.	NOM-001-SEMARNAT-1996	23
Cuadro 2.	NOM-003-SEMARNAT-1997	23

Índice de Tablas

Tabla 1.	Descripción de equipo usado para parámetros en campo.....	68
Tabla 2.	Técnicas usadas en laboratorio.....	68
Tabla 3.	Medidas de tendencia central de parámetros en campo.....	69
Tabla 4.	Correlación de Pearson.....	71
Tabla 5.	Medidas de tendencia central de parámetros	75
Tabla 6	Eficiencia de remoción de varios autores.....	78
Tabla 7	Análisis de componentes principales.....	106

Índice de Figuras

Figura 1.	Humedal natural.....	30
Figura 2.	Componentes de un humedal construido.....	37
Figura 3	Humedal construido de flujo libre (FWS CW).....	42
Figura 4	Humedal construido horizontal de flujo subsuperficial (HF CW).....	42
Figura 5	Humedal proyecto UABJO	43
Figura 6	Humedal construido, Cuautla	44
Figura 7	Humedal construido, Michoacán	45
Figura 8	Humedal Construido, Cancún	45
Figura 9	Localización del humedal construido en Ixmiquilpan, Hgo.	47
Figura 10	Mapa del Estado de Hidalgo	47
Figura 11	Campos de cultivo, Estado de Hidalgo	50
Figura 12	Canal Xotho	52
Figura 13	Humedal construido, Ixmiquilpan Hidalgo	52
Figura 14	Canal sedimentador.....	53
Figura 15	Conexión canal sedimentador- sedimentador.....	53
Figura 16	Caída del agua del sedimentador	54
Figura 17	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	54
Figura 18	<i>Cyperus alternifolius</i>	55
Figura 19	<i>Cyperus papyrus</i>	55
Figura 20	Plano, vista plana del Humedal de Ixmiquilpan.....	56

Figura 21	Plano, vista lateral del humedal de Ixmiquilpan.....	56
Figura 22	Vista lateral del humedal construido en Hidalgo.....	57
Figura 23	Descripción de las fases del proyecto.....	69
Figura 24	Muestreo en el canal sedimentador	64
Figura 25	Muestreo en el efluente	64
Figura 26	Equipo multiparamétrico OAKTON.....	65
Figura 27	Equipo HACH DR/890 colorimétrico.....	65
Figura 28	Determinación de parámetros usando equipo HACH.....	66
Figura 29	Determinación de dureza y alcalinidad.....	66
Figura 30	Determinaciones en laboratorio con base en la NOM.....	67
Figura 31	Determinación de coliformes totales y fecales.....	67
Figura 32	Comportamiento de la temperatura.....	70
Figura 33	Diagrama de caja de la temperatura	70
Figura 34	Comportamiento del O.D.	73
Figura 35	Diagrama de caja del O.D.	73
Figura 36	Dispersión lineal del O.D.	74
Figura 37	Diagrama de caja del Cloro total.....	76
Figura 38	Dispersión lineal de sólidos totales y ortofosfatos.....	77
Figura 39	Concentración promedio de ortofosfatos.....	78
Figura 40	Diagrama de caja de ortofosfatos.....	79
Figura 41	Concentración promedio de sulfuros.....	80
Figura 42	Concentración promedio de sulfatos.....	81
Figura 43	Diagrama de caja de Nitrógeno total.....	82
Figura 44	Concentración promedio de Nitrógeno total.....	83
Figura 45	Dispersión lineal de la temperatura y el nitrógeno total.....	83
Figura 46	Concentración nitrógeno amoniacal.....	84
Figura 47	Dispersión lineal entre nitrógeno amoniacal y sólidos totales.....	85
Figura 48	Comportamiento del nitrógeno amoniacal.....	86
Figura 49	Diagrama de caja de nitrógeno amoniacal.....	86
Figura 50	Concentración promedio de nitrógeno orgánico.....	87
Figura 51	Comportamiento nitrógeno orgánico.....	88
Figura 52	Concentración nitratos.....	89
Figura 53	Diagrama de caja nitratos.....	89
Figura 54	Concentración promedio de nitritos.....	90
Figura 55	Diagrama de caja de nitritos.....	91
Figura 56	Variación promedio de grasas y aceites.....	92
Figura 57	Comportamiento de sólidos totales.....	93

Figura 58	Variación promedio de sólidos totales.....	93
Figura 59	Variación promedio de sólidos suspendidos.....	94
Figura 60	Diagrama de caja de sólidos suspendidos.....	95
Figura 61	Variación promedio de DBO.....	96
Figura 62	variación promedio de DQO.....	96
Figura 63	Comportamiento de la DBO.....	98
Figura 64	Diagrama de caja de DBO.....	98
Figura 65	Comportamiento de la DQO.....	99
Figura 66	Dispersión lineal de los sólidos totales con la DQO.....	100
Figura 67	Diagrama de caja de la DQO.....	101
Figura 68	Variación promedio de coliformes totales.....	102
Figura 69	Diagrama de caja de coliformes totales.....	102
Figura 70	Diagrama de caja de <i>E. coli</i>	103
Figura 71	Comportamiento de <i>E. coli</i>	104
Figura 72	Variación promedio de <i>E. coli</i>	105
Figura 73	Dispersión lineal de <i>E. coli</i> con cloro total.....	105
Figura 74	Dendograma, análisis Cluster.....	107

RESUMEN

Existen distintas formas de tratar las aguas residuales: los tratamientos físicos y químicos suelen ser rápidos y la calidad que puede alcanzarse es buena. La desventaja radica principalmente en su costo y por lo tanto, no pueden aplicarse en zonas de bajo desarrollo económico. Ante la problemática señalada con los tratamientos convencionales, como una alternativa para tratar aguas residuales se propone el uso de humedales construidos por su alta eficiencia en la remoción de contaminantes, por requerir de áreas relativamente pequeñas para su funcionamiento y porque pueden obtenerse beneficios adicionales del sistema (*Eugenio y col; 2009*).

Los humedales construidos son sistemas complejos e integrados en los que tienen lugar interacciones entre el agua, plantas y microorganismos con el propósito de mejorar la calidad del agua residual y proveer un mejoramiento ambiental.

Se hace una evaluación de un humedal construido de flujo subsuperficial, determinando la calidad del agua que es tratada por este sistema. El humedal se ubica en el municipio de Julián Villagrán que pertenece al municipio de Ixmiquilpan, Estado de Hidalgo.

Las temperaturas del sistema oscilaron entre los 17.4 y 19.2 °C, mientras que el pH resultó ligeramente básico. El oxígeno disuelto presentó variaciones entre los 6.7mg/L; y 5.2mg/L en el afluente y efluente del sistema respectivamente; el coeficiente de correlación de Pearson refleja la importancia de su correlación con algunas de las variables.

En algunas variables se determinaron considerables porcentajes de remoción como es el caso de sulfuros, nitrógeno orgánico, nitritos, sólidos suspendidos, Coliformes totales y E. Coli con porcentajes de 71.4, 76.7, 72.6, 77.7, 79 y 70.5% respectivamente, mientras que con los sulfatos, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitratos, ortofosfatos, DBO, DQO, sólidos totales, grasas y aceites los porcentajes que se reportaron fueron por debajo del 50%. Las eficiencias en la remoción en su mayoría están asociadas a procesos de sedimentación de la fracción sólida y la asimilación de los elementos por parte de las plantas.

Un análisis estadístico de componentes principales destacó que el nitrógeno orgánico es la variable con mayor peso en el sistema. Por otro lado el análisis cluster de las fechas de muestreo formó dos grupos que corresponden a dos épocas del año, lluvia y secas.

Se considera que el humedal construido de flujo subsuperficial localizado en el Municipio de Ixmiquilpan, estado de Hidalgo, es una buena alternativa para el tratamiento de aguas

residuales, ya que la calidad del agua que se obtiene en el efluente cumple con la Normatividad mexicana (NOM-SEMARNAT-001-1996 y NOM-SEMARNAT-003-1997).

INTRODUCCIÓN

Nuestro país alberga una riqueza biológica excepcionalmente alta en el planeta. Ésta se hace evidente por el complejo mosaico de ecosistemas y por la diversidad de especies de plantas y animales que habitan. Poseer tal riqueza implica no sólo un privilegio, sino también la responsabilidad de conocerla, protegerla y utilizarla adecuadamente; por eso, en la política ambiental de México es prioritaria la conservación, protección y aprovechamiento sustentable de nuestros recursos naturales (*CONABIO, 1995*).

Los seres humanos han encontrado muchas maneras de explotar la Tierra y sus recursos y el gran desarrollo de las sociedades industrializadas en los últimos años ha llevado consigo una serie de ventajas indiscutibles, el nivel y calidad de vida han aumentado considerablemente, estableciéndose una sociedad más consumista, lo que ha implicado una mayor necesidad de ofrecer, por parte de las diferentes industrias, nuevos productos manufacturados. La consecuencia, el agua se ha contaminado, la calidad del aire en algunas grandes áreas urbanas, como en la Ciudad de México, se ha deteriorado tanto que se ha vuelto un problema de salud. La degradación ambiental se ha reconocido como un problema mundial durante las últimas décadas (*Fonfría y Ribas, 1999*).

En general, la contaminación es la acumulación y la interacción adversa de los contaminantes con el medio ambiente. Estas sustancias contaminantes, normalmente son el resultado de dos fuentes: las actividades de animación y de los procesos inanimados. Las primeras fuentes son la acumulación de materiales de deshecho que resultan de la actividad de los organismos vivos. Los organismos vivos más comúnmente asociados con la contaminación son los seres humanos, que pueden provocar la contaminación a otros organismos directamente. La segunda fuente importante de la contaminación es el resultado de procesos naturales como la acumulación de metales a partir de la disolución de la roca o la intrusión de agua marina en agua dulce a causa de la sequía (*Pepper et al., 1996*).

La contaminación es un problema mundial y en los últimos años ha adquirido tal magnitud y diversidad que la sociedad ha tomado cada vez mayor conciencia de los riesgos actuales (*Kromm, 1973; Fonfría y Ribas, 1999*).

En México el crecimiento económico no ha tomado en cuenta plenamente las señales de escasez del agua. El aumento de la población y la actividad económica han creado zonas de escasez, no sólo en las regiones de baja precipitación pluvial sino también en zonas donde eso no se percibía como un problema al comenzar el crecimiento urbano o el establecimiento de agricultura de riego (*Jiménez, 2002*).

El crecimiento poblacional y económico han ejercido mayor presión sobre las reservas de agua en México, al punto que el volumen que se demanda es mayor que el suministrado en algunas regiones del país. La competencia por este recurso es ya causa de conflictos de diferente intensidad y escala, y se presenta no sólo entre usuarios de la misma comunidad sino entre distintas comunidades, municipios, estados e incluso en el ámbito transfronterizo (*INE, 2010*).

Así mismo la falta de ésta limita el desarrollo y la influencia del poder económico de los países. La agricultura como un factor económico importante es la influencia directa de la disponibilidad de agua para el riego (*Meli et al., 1998*).

En el año 2009, en México, las descargas municipales generaron un caudal de 237.5 m³/s de aguas residuales. En 2009 las plantas de tratamiento que operan en el país trataron 88.1 m³/s, es decir el 42% de los 209.1 m³/s recolectados en los sistemas de alcantarillado se reutilizaron 5,051 millones de metros cúbicos de agua (equivalente a un caudal de 160 m³/s). En el reúso de agua de origen municipal destaca la transferencia de aguas residuales colectadas en las redes de alcantarillado hacia cultivos agrícolas. En una menor proporción se reutilizan dichas aguas en las industrias, así como en las termoeléctricas (*CONAGUA, 2011*).

MARCO TEÓRICO

CALIDAD DEL AGUA

La calidad del agua es un factor que determina el uso al que se pueda destinar el recurso. Los parámetros que se utilizan para medir la calidad del agua superficial son tres principalmente: la Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO_5); la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos Suspendidos Totales (SST); los dos primeros son indicativos de materia orgánica y en el último caso, altos niveles de SST provocan que un cuerpo de agua pierda la capacidad de vida acuática (CONAGUA, 2009).

Su calidad se considera como principal factor de control de la salud y el estado de las enfermedades en el hombre y los animales. La definición de calidad del agua es de difícil especificación por su complejidad. Por una parte, la disolución y arrastre de sustancias naturales que son propias de los terrenos por lo que previamente han circulado las aguas, se pueden definir como contaminación natural; por otra parte la recepción de efluentes generados por la propia actividad humana, urbana, agrícola, pastoreo e industrial, que constituyen la contaminación artificial (Benavides *et al.*, 2007; Kazi *et al.*, 2009).

Ésta depende en gran medida, tanto de los procesos naturales (Clima y erosión del suelo) y de las emisiones antropogénicas (descarga de aguas residuales principales e industriales). Éstas últimas constituyen una fuente constante de contaminación, mientras que la escorrentía superficial es un fenómeno estacional, principalmente afectada por el clima de la cuenca. Los países subdesarrollados han estado sufriendo el impacto de la contaminación debido al crecimiento económico desordenado asociados con la explotación de los recursos naturales (Kazi *et al.*, 2009; Delpla *et al.*, 2009; Romero, 1999).

La pérdida de la calidad de agua es crítica y se debe fundamentalmente a la descarga de aguas residuales industriales y municipales sin previo tratamiento, que afectan fuentes de abastecimiento de agua ya que la mayoría de los cuerpos superficiales que reciben estas descargas no tienen un tratamiento previo. En la descarga inicial, estas aguas residuales pueden contener altos niveles de contaminantes inorgánicos que pueden ser fácilmente biodegradables, pero cuyo impacto en la carga de los ecosistemas, ya sea en sólidos suspendidos totales (SST), demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), pueden ser de decenas de miles de mg/L. Esto trae como consecuencia la proliferación de enfermedades y el deterioro irreversible del medio ambiente (CONAGUA, 2011; Quipuzco, 2002; Chan, 2009).

Con base en ella se pueden fijar condiciones particulares de descarga, acciones encaminadas a la conservación del recurso, ayudando así a mantener la flora y fauna de los

cuerpos receptores, el reúso del agua y promover la conservación del medio natural e impulsar a sectores en los cuales se necesita del recurso hídrico para poder desarrollarse se utilizan varios métodos para estimar la calidad del agua. Unos se basan en propiedades físico-químicas y otros, en el control de la fauna y flora (*Montelongo y col., 2008*).

La mejora de la salud en la población y la consiguiente reducción de la propagación de la enfermedad depende en gran medida de buenas prácticas de higiene, así como de la disponibilidad de los servicios de salud, y la recolección confiable y tratamiento de aguas residuales (*Muga y Mihelcic, 2008*).

PARÁMETROS DE MEDICIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Los parámetros que se utilizan para medir la calidad del agua se describen brevemente a continuación.

Temperatura. Importante por su efecto en otras propiedades, por ejemplo, aceleración de reacciones químicas, reducción en la solubilidad de los gases, intensificación de sabores y olores.

pH. Describe la actividad de los iones en una solución acuosa; de acuerdo con esta medida las sustancias se clasifican en ácidas, básicas o neutras utilizando una escala del 0 al 14 (*Tebbutt, 1993*)

Conductividad. La conductividad de una solución depende de la cantidad de sales disueltas presentes en el agua, lo que hace aumentar su capacidad de transmitir una corriente eléctrica. Es aproximadamente proporcional al contenido de sólidos totales (*Tebbut, 1993; Sánchez, 1995*).

Oxígeno disuelto. La cantidad de oxígeno presente en el agua se puede incrementar por la captación de más oxígeno de la atmósfera, la acción fotosintética (principalmente de algas verdes), el descenso de temperatura y la dilución. Por otra parte, la cantidad de oxígeno puede disminuir por la respiración de microorganismos, algas y organismos macroscópicos, así como por la elevación de la temperatura y reacciones químicas (*Haro y Aponte, 2010*).

Potencial Óxido Reducción. En cualquier sistema que experimenta oxidación, hay un cambio continuo en la relación entre los materiales en la forma reducida y aquellos en la forma oxidada (*Tebbutt, 1993*).

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Es la cantidad de oxígeno disuelto necesario para promover la oxidación de la materia orgánica a través de la acción de microorganismos en un tiempo dado (*Sánchez, 1995*).

Demanda química de oxígeno (DQO). Es la cantidad de oxígeno disuelto consumido por el agua residual durante la oxidación provocada por un agente químico fuertemente oxidante (*Haro y Aponte, 2010*).

Dureza. Es la propiedad del agua que evita que el jabón haga espuma y produce incrustaciones en los sistemas de agua caliente. Se debe principalmente a la concentración de los iones metálicos Ca^{++} y Mg^{++} aunque también son responsables el Fe^{++} y Sr^{++} .

Alcalinidad. Se debe a la presencia de bicarbonato (HCO_3^-), carbonato ($\text{CO}_3^{=}$) o hidróxido (OH^-). La mayoría de la alcalinidad natural en las aguas la causa el HCO_3^- producido por la

acción del agua subterránea en piedra caliza o yeso. La alcalinidad proporciona un amortiguamiento para resistir los cambios de pH (*Tebbutt, 1993*).

Cloruros. Son compuestos que llevan un átomo de cloro en estado de oxidación, son solubles en agua y se encuentran disociados en aniones de cloruro con sus correspondientes cationes cargados positivamente (como el sodio). El análisis de la concentración de cloruros en el agua residual se basa en una valoración con nitrato de plata utilizando como indicador cromato de potasio (*Haro y Aponte, 2010*).

Nitrógeno. Es un elemento importante ya que las reacciones biológicas sólo pueden efectuarse en presencia de nitrógeno. Puede presentarse en la naturaleza en diferentes formas químicas como nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, entre otras (*Tebbutt, 1993; Gordon y Feo, 2009; Hill, 1997*).

Fósforo. Generalmente se encuentra en aguas naturales, subterráneas y residuales tratadas, como diversos fosfatos, especialmente como ortofosfatos PO_4^{-3} . El fósforo como nutrimento es esencial para el desarrollo de diversos organismos por lo que la descarga de fosfatos en cuerpos de agua pueden estimular el crecimiento, especialmente de organismos fotosintéticos en grandes cantidades, causando eutrofización. Las formas de fosfatos provienen de una gran cantidad de fuentes, tales como: productos de limpieza (detergentes), fertilizantes, procesos biológicos, entre otros. Solo una pequeña parte se origina en forma natural que deriva de los propios detritus.

Sólidos. Estos pueden estar presentes en suspensión, en soluciones, o ambos y se dividen en materia orgánica. Para evaluar la eficiencia de los procesos de tratamiento se debe considerar la medida del tamaño de las partículas que componen los sólidos suspendidos totales (SST) (*Tebbutt, 1993; Haro y Aponte, 2010*).

Grasas y aceites. Son los compuestos orgánicos constituidos principalmente por ácidos grasos de origen animal y vegetal y de hidrocarburos del petróleo que se determinan utilizando hexano como disolvente.

Coliformes fecales y *E. Coli*. Son bacterias que están presentes en grandes cantidades en el tracto gastrointestinal, tanto del hombre como de los animales y en el agua son indicadores de la calidad del agua (*Haro y Aponte, 2010*)

AGUAS RESIDUALES

Por lo general las aguas residuales contienen una alta carga de oxígeno, patógenos causantes de enfermedades, materiales orgánicos, nutrientes que estimulan el crecimiento de los organismos, productos químicos inorgánicos, minerales y sedimentos. También pueden contener compuestos tóxicos (*Sonune y Ghate, 2004; Hernández, 1992*).

En materia jurídica ambiental la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos naturales (SEMARNAT), a través del Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, cuyo objetivo es proponer, diseñar y aprobar la normatividad, ha expedido normas oficiales mexicanas concernientes a las descargas de aguas residuales y a las aguas tratadas que se rehúsen en servicios al público. Una de estas normas es la NOM-001- ECOL- SEMARNAT-1996 que indica los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, en ella se define el agua residual como “las aguas de composición variada provenientes de las descargas de los usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de compuestos orgánicos e inorgánicos (*Haro y Aponte, 2010*).

La descarga de aguas residuales no tratadas lleva a peligros ambientales y de salud ocasionando la eutrofización de las aguas superficiales y la transmisión de enfermedades. Ésta situación empeora con la rápida urbanización, sin servicios de saneamiento adecuados (*Konnerup et al., 2009; Bdour et al., 2009; tnier y Guterstam, 1997*).

CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las descargas de aguas residuales se clasifican en municipales e industriales. Las primeras corresponden a las que se manejan en los sistemas de alcantarillado municipales urbanos y rurales, contienen una gran variedad de organismos patógenos de origen humano. Las enfermedades causadas por estos patógenos pueden ocurrir como resultado de la ingestión de agua no tratada o tratada inadecuadamente, la ingesta de alimentos de especies acuáticas infectadas o por estar en contacto con agua contaminada con aguas residuales. En tanto que las industriales son aquellas que se descargan directamente a los cuerpos receptores de propiedad nacional, como es el caso de la industria autoabastecida (*CONAGUA, 2011; Liberti, 2002*).

FUENTES PRINCIPALES GENERADORAS DE AGUAS RESIDUALES

Las fuentes de contaminación de las aguas pueden ser puntuales o difusas (cualquier fuente no puntual, englobando por ende fuentes lineales y aéreas), continuas o intermitentes. Siendo los nutrimentos originados por fuentes puntuales (explotación agrícola y pecuaria, zonas boscosas, pantanosas y sin uso), no puntuales (descargas domésticas, industriales) o bien una combinación de ellas (*Sánchez, 1995; Rivas y col, 2009*).

Las cuatro fuentes fundamentales de aguas residuales son:

- (1) Aguas domésticas o urbanas.
- (2) Aguas residuales industriales .El impacto de los vertidos industriales depende no solo de sus características colectivas tales como la DBO y la cantidad de oxígeno y la cantidades de SST, sino también en su contenido de materiales inorgánicos específicos y sustancias orgánicas (*Sonune and Ghate, 2004; Cicerone, 1992*).
- (3) Pluviales. Durante las lluvias los cursos de agua reciben una carga adicional de contaminantes provenientes del “lavado” del suelo y de la atmósfera. En las zonas urbanas, por ejemplo, las aguas de lluvia transportan gran cantidad de residuos sólidos, aceites y grasas y sedimentos que se encuentran en las calles, y deben ser consideradas como aguas contaminadas. Mientras que contaminantes del aire como el dióxido de azufre pueden también constituirse en contaminantes del agua, en este caso a través de su precipitación en forma de lluvia ácida (*Sánchez, 1995*).
- (4) Escorrentías de usos agrícolas. Un fenómeno estacional, que arrastra agrotóxicos, fertilizantes aplicados a los cultivos (Nitratos y fosfatos) y pesticidas que pueden perderse en el agua de drenaje agrícola lo que constituyen una de las principales causas de eutrofización de lagos (*Ramalho, 1993; Kivaisi, 2001; Kadlec, 2010; Dunne, 2005; Sánchez, 1995; Shrestha and Kazama, 2007*).

Las fuentes de contaminación más frecuentes son:

1. Materia Orgánica

La contaminación debida al aporte de materia orgánica representa el primer peligro para los ríos; estas sustancias tienen su origen en causas muy variadas:

- a) Aguas utilizadas en las poblaciones, de las que sólo una parte se somete a tratamiento en las estaciones de depuración;
- b) Vertidos de las industrias agroalimentarias (lecherías, fábricas de conservas, mataderos),
- c) Vertidos de granjas (purinas, sustancias procedentes de los excrementos animales).

2. Nitratos y Fosfatos

Además de materia orgánica, se vierten a los ríos y lagos sales minerales, las más abundantes de las cuales son los compuestos nitrogenados (principalmente nitratos y sales amoniacales) y los compuestos fosfatados. Este tipo de contaminación es fundamentalmente de origen doméstico y agrícola. Los fosfatos provienen en su mayoría de los detergentes utilizados en las casas (un detergente con puede contener hasta un 28% de fosfatos). En el caso de los nitratos, la contaminación es de origen agrícola y se debe a la utilización excesiva de abonos nitrogenados (*Flores et al., 1999*).

3. Sustancias Tóxicas.

Muchas sustancias tóxicas pueden contaminar las aguas; las más comunes son las sales de metales pesados (plomo, mercurio, níquel por mencionar algunos) de origen industrial y los pesticidas (herbicidas, insecticidas, fungicidas) utilizados en agricultura. Estas sustancias no son utilizadas por las bacterias, es decir, no son biodegradables, acumulándose en los tejidos de los seres vivos del ecosistema, que, al ir pasando de unos a otros en las redes alimentarias, va aumentando su concentración en cada eslabón, alcanzando los niveles más altos en los animales situados al final de la cadena (carnívoros y humanos). Los nutrimentos en concentraciones elevadas también son consideradas como sustancias tóxicas.

4. Contaminación bacteriológica de origen humano o animal.

Se caracteriza por la presencia de gérmenes patógenos (bacterias fundamentalmente), provocando brotes de enfermedades infecciosas y epidemias.

5. Contaminación Térmica.

Aumento de la temperatura de forma artificial debido, por ejemplo, a los circuitos de refrigeración de centrales eléctricas y nucleares.

6. Contaminación Radiactiva,

Provocada por los vertidos accidentales de sustancias radiactivas en los ríos, debido a explosiones nucleares o fugas de materiales radiactivos en las centrales nucleares. Muchas industrias (azucareras, papeleras, etc.) vierten sustancias en los ríos causando alteraciones en el ecosistema y modificando la flora y la fauna.

REUTILIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

La presión que ejerce la demanda de agua para consumo humano de pueblos y ciudades, sobre las fuentes de agua superficiales y subterráneas ha generado un creciente interés en la

reutilización de las aguas residuales municipales tratadas en particular en las regiones áridas. Las consideraciones económicas también se están convirtiendo cada vez más importante en medio de la introducción de mecanismos de mercado en la gestión de los recursos ambientales y del agua (*Gerke et al., 2001; Manahan, 2007; Hammer, 2008; Chu et al., 2004; Yang, 2007*).

Tradicionalmente las aguas residuales se han utilizado para el riego de cultivos con requerimientos de agua de calidad no potable, esto ha hecho que las aguas residuales municipales se conviertan de un desecho a un recurso valioso que se puede utilizar directamente, en general, para el riego o para fines industriales, o indirectamente, después de un período de almacenamiento en embalses superficiales o los acuíferos subterráneos (*Gerke et al., 2001; Manahan, 2007, Hammer, 2008*).

Reutilización de aguas residuales es una estrategia importante para la conservación de los recursos hídricos, especialmente en las zonas afectadas por la escasez de agua, el ahorro de agua en la agricultura intensiva, así como la necesidad de adecuadas prácticas de gestión del agua (*Meli et al., 1998; Kivaisi, 2001; Bdour et al., 2009; Chu et al., 2004*).

Cuando se utilizan aguas residuales municipales, el problema por lo general es más de índole microbiológico. Los brotes epidémicos que afectan a agricultores, a los animales y público en general, han estado siempre asociados a la utilización de agua residual sin tratar o al riego con efluentes de agua residual sin desinfectar. Los riesgos sanitarios guardan relación directa con el grado de contacto personal con el agua, así como la calidad del agua y la fiabilidad del tratamiento. Por otro lado, el uso de las aguas residuales para riego de plantas debe permitir el aprovechamiento de los nutrientes contenidos en las mismas para disminuir los gastos en el consumo de fertilizantes químicos. La normatividad para el reúso de aguas residuales en México está basada en las normas oficiales de carácter obligatorio conocidas como NOM-001-ECOL-1996 y la NOM-003-ECOL-1996 (Cuadros 1 y 2).

La recuperación de aguas residuales y su reutilización han sido objeto de una serie de estudios sobre la calidad del agua, especialmente en la relación con los criterios microbiológicos. Durante la última década los factores químicos se han incorporado en el panel de observación, ampliando así el número de parámetros que se determinen para su reutilización. Así mismo se han elaborado normas para la eliminación segura de las aguas residuales y tecnologías necesarias para hacerles frente (*Salgot et al., 2006; Ho, 1996*).

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS																					
PARÁMETROS	RÍOS						EMBALSES NATURALES Y ARTIFICIALES				AGUAS COSTERAS						SUELO		HUMEDALES NATURALES (B)		
	Uso de riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de vida acuática (C)		Uso en riego agrícola (B)		Uso público urbano (C)		Explotación pesquera, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		ESTATUARIOS (B)		Uso en riego agrícola (A)				
	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.	P.M.	P.D.			P.M.
Temperatura °C (1)	N.A.	N.A.	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	N.A.	N.A.	40	40
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25	
Materia flotante (3)	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	Au sen te	
Sólidos sedimentables (mil)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2	
Sólidos suspendidos totales	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60	150	200	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125	
Demanda bioquímica de oxígeno	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60	150	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150	
Nitrógeno total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	
Fosforo total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	

(1) Instantáneo. (2) Muestra simple promedio pondera. (3) Ausente según el método de prueba definido en la NMX-AA-006.
 N.A. No es aplicable. P.D. Promedio diario. P.M. Promedio mensual.
 (A), (B), (C): Tipos de cuerpos receptores según la Ley Federal de Derechos.

Cuadro 1. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de agua residuales y bienes nacionales, establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES					
TIPO DE REUSO	PROMEDIO MENSUAL				
	Coliformes fecales (NMP 100mL ⁻¹)	Huevos de helminto (h L ⁻¹)	Grasas y aceites (mg L ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)
Servicios al público con contacto directo	240	1	15	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1 000	5	15	30	30

Cuadro 2. Límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicio al público, establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997

PROCESOS DE TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS DE AGUAS RESIDUALES

El tipo de sistemas de tratamiento de aguas residuales que se utilizan debe considerar las condiciones y el volumen de aguas residuales domésticas y por lo tanto el tamaño de la población atendida, el presupuesto financiero local y las características geográficas. Es necesario conocer los diferentes sistemas de tratamiento de aguas residuales que existen, con el fin de poder elegir en cada caso la alternativa que mejor se adapte a esas necesidades (*Chan et al, 2008; Buyukkamaci y Koken, 2010; Ulloa, 1996; Reynolds, 2002*).

Los contaminantes del agua residual se pueden eliminar por medios físicos, químicos y biológicos. Normalmente un sistema de tratamiento (o fase del proceso) es una combinación de los mismos.

PROCESOS FÍSICOS

Los métodos de tratamiento en los que predominan los fenómenos físicos (aplicación de fuerzas gravitatorias, centrifugas y retención física) En este grupo se pueden incluir: desbaste de sólidos, desengrasado, desarenado, sedimentación, flotación, evaporación, desinfección y absorción.

PROCESOS QUÍMICOS

Los métodos de tratamiento en los que la eliminación de contaminantes se provoca por la adición de productos químicos o por otras reacciones químicas. Incluyen: floculación y coagulación, neutralización, oxidación, reducción, intercambio iónico, absorción y desinfección (cloro, ozono).

PRCESOS BIOLÓGICOS

Los métodos de tratamiento en los cuales se consigue la eliminación de contaminantes por una actividad biológica. El tratamiento biológico se usa esencialmente para eliminar las sustancias orgánicas biodegradables (coloidales o disueltas) presentes en el agua residual. Básicamente, estas sustancias se transforman en gases que pueden escapar a la atmósfera y en tejido celular biológico que puede posteriormente eliminarse por sedimentación. Entre ellos citamos: lodos activos y biodiscos (*Oller et al., 2011*).

El nivel de tratamiento requerido para agua residual depende fundamentalmente de los límites del vertido para el efluente (*Ramalho, 200; Henze et al., 1990*)³).

ETAPAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE AGUAS RESIDUALES

Los métodos básicos de tratamiento de la caída de las aguas residuales municipales en tres etapas: tratamiento primario, tratamiento secundario y tratamiento terciario (*Sonune y Ghate, 2004*).

TRATAMIENTO PRIMARIO

El tratamiento primario elimina elementos presentes en estas aguas, que de entrar en el proceso, podrían comprometer gravemente su funcionamiento como los sólidos flotantes orgánicos e inorgánicos, arenas, grasas, aceites por mencionar algunos. Algunas formas de nitrógeno orgánico, fósforo orgánico, y metales pesados asociados con los sólidos también se eliminan durante el tratamiento primario, pero los componentes coloidales y disueltos no se ven afectados (*Sonune y Ghate, 2004; Ramalho, 1993*).

TRATAMIENTO SECUNDARIO

El objetivo del tratamiento secundario es el tratamiento posterior de los efluentes de tratamiento primario para remover la materia orgánica residual y sólidos en suspensión. Consiste en el tratamiento biológico de aguas residuales mediante la utilización de diferentes tipos de microorganismos en un ambiente controlado. Varios procesos biológicos aeróbicos se utilizan para el tratamiento secundario que difieren principalmente en la forma en que se suministra oxígeno a los microorganismos y en la velocidad a la cual los organismos metabolizan la materia orgánica (*Sonune and Ghate, 2004; Ramalho, 1993*).

TRATAMIENTO Terciario

De naturaleza biológica o físico-química, reúne un conjunto de instalaciones de tratamiento, que normalmente, se sitúan detrás del tratamiento secundario. Se incluyen: procesos de nitrificación-desnitrificación, procesos de eliminación de fósforos, biodiscos y lechos bacterianos, lagunas de estabilización, lagunas de macrofitas, filtros verdes y

sistemas de aplicación al suelo en general, filtros y ultrafiltración, ozonización y radiación ultravioleta.

ALGUNOS TRATAMIENTOS NO CONVENCIONALES

Procesos biológicos aeróbicos se han usado comúnmente en el tratamiento de aguas residuales municipales en las comunidades pequeñas consiste en el uso de oxígeno libre o disuelto por los microorganismos (bacterias aerobias) en la conversión de desechos orgánicos para la biomasa y el CO₂ (Colmenarejo et al, 2006; Chan, 2009).

1. Procesos biológicos anaeróbicos. Bacterias anaerobias degradan material orgánico en ausencia de oxígeno y producen metano y dióxido de carbono, a través de tres pasos básicos (hidrólisis, incluyendo acidogénesis, acetogénesis y metano génesis) en ausencia de oxígeno (Chan, 2009; Bdour et al., 2009).
2. Sedimentación. Se utiliza en los tratamientos de aguas residuales para separar sólidos en suspensión de las mismas. La eliminación de los materiales se basa en la diferencia de peso específico entre las partículas sólidas y el líquido donde se encuentran, que acaba en el depósito de los materiales en suspensión.
3. Flotación. La flotación es un proceso para separar sólidos de baja densidad o partículas líquidas de una fase líquida. La separación se lleva a cabo introduciendo un gas (normalmente aire) en la fase líquida, en forma de burbujas (Ramalho, 1993).
4. Electrocoagulación. Método eficaz para el tratamiento de aguas y aguas residuales. También fue utilizado para eliminar el fenol y surfactantes de las aguas residuales industriales (Lai and Lin, 2004; Metcalf y Eddy, 2003).
5. Tratamiento electroquímico. Es considerado como uno de los procesos de oxidación avanzada, que ofrece una alta eficiencia de eliminación. Procesos que requieren de menor temperatura y no hay necesidad de productos químicos adicionales, su operación es generalmente simple. Los reactores electroquímicos son compactos. También puede prevenir la producción de productos secundarios no deseados. Se cree que el principal agente oxidante en el proceso electroquímico es el ion hipoclorito o el ácido hipocloroso producido a partir de los iones de cloruro en la naturaleza (Kima et al., 2002).
6. Biorreactor de membrana (MBR) combina el proceso de lodos activados con un proceso de separación por membranas. El reactor funciona de forma similar a un proceso convencional de lodos activados, pero sin la necesidad de clarificación secundaria y terciaria, como los pasos de filtración de arena. Bajo la presión de filtración por membrana, ya sea de micro filtración (MF) o ultrafiltración (UF), se

- utiliza para separar los efluentes de lodos activados (*Meli et al., 2006; Gaoa et al, 2009*).
7. Lagunas de estabilización. Son los sistemas de tratamiento más utilizados, esto se debe a su bajo costo de instalación y mantenimiento, y condiciones climáticas óptimas para los estanques en las áreas tropicales, donde muchos países en desarrollo se encuentran (*Kivaisi, 2001*)
 8. Lodos activados: La función de los sistemas de tratamiento con lodos activados se ha expandido progresivamente para incluir la remoción de nutrientes. Esta expansión no solo incrementa la complejidad de la configuración de los tratamientos sino también su operación y aumenta el número de variables involucradas en el proceso (*Pérez y col. 2002*).
 9. Filtración (Lecho de arena, diatomeas). En el caso de que la fuente de abastecimiento de agua es una fuente de agua subterránea, el suelo a través del cual pasa ésta en el acuífero actúa como un filtro natural que remueve la mayor parte de los sedimentos suspendidos acarreados por la lluvia.
 10. Intercambio iónico. Es un proceso en el que los iones que se mantienen unidos a grupos funcionales sobre la superficie de un sólido por fuerzas electrostáticas se intercambian por iones de una especie de diferente disolución.
 11. Electrodiálisis. Se desarrolló para la desalación del agua de mar. Es un método prometedor de la eliminación de nutrientes (fósforo y nitrógeno) de las aguas residuales, y, por ello, una posible etapa final en los procesos de tratamiento de aguas residuales (*Ramalho, 1993*).
 12. Adsorción (carbón activado). Los filtros de carbón activado son utilizados cuando se desean remover malos olores, sabores o color desagradable del agua, compuestos orgánicos volátiles, plaguicidas e incluso radón. El carbón activado tiene una gran área superficial y por lo tanto alta capacidad de adsorción de compuestos, que quedan adheridos a la superficie del mismo.
 13. Cloración. La cloración se efectúa con cloro gas o una sustancia que libere este gas, una vez que se encuentra en el agua. En el primer caso el cloro gas a presión normal es un gas verde-amarillento y sumamente tóxico.
 14. Ozonificación. El ozono es una forma alótropa del oxígeno que tiene tres átomos en cada molécula, en lugar de la forma usual de dos átomos. Es un oxidante poderoso y agente desinfectante. Se forma a partir del oxígeno del aire, que pasa a través de un sistema de electrodos de alto voltaje.

Varios estudios de investigación muestran que, aguas residuales tratadas, si se manejan de forma adecuada, pueden ser un suministro para mitigar la escasez de agua y reducir los impactos sobre el medio ambiente y satisfacer las necesidades de una economía en crecimiento. Para los países desarrollados una gran proporción de las aguas residuales son tratadas, mientras que la relación de la reutilización en los países en desarrollo es baja. La mayor parte de las aguas residuales tratadas se lanza a los caminos naturales de agua (*Bdour et al., 2009; Yang 2007; Konnerup et al., 2009*).

Es importante que los sistemas de saneamiento tengan normas de higiene para prevenir la propagación de enfermedades. La incidencia cada vez mayor de microorganismos resistentes hace que el tratamiento sea un paso clave para la reutilización de aguas residuales municipales en la agricultura. Tal es el caso de protozoos como *Cryptosporidium parvum* y *Giardia lamblia* y helmintos como nematodos, de especial preocupación que causan enfermedades han demostrado ser resistentes a los procedimientos de desinfección a base de cloro (*Liberti, 2002; Bdour et al., 2009; Yang, 2007*).

Otros objetivos del tratamiento incluyen la recuperación de los cuerpos de agua y nutrientes para su reutilización en la producción agrícola, tecnologías apropiadas de tratamiento de aguas, cuyo rendimiento se equilibra con la sostenibilidad ambiental, económica y social (*Muga y Mihelcic, 2008; Bdour et al., 2009*).

A pesar de que Hay una amplia gama de tecnologías de tratamiento, Para los países en desarrollo, hay muy pocas instalaciones de tratamiento de aguas residuales. Esto se debe principalmente a que algunas de las técnicas convencionales presentan varias desventajas, como el costo elevado, suministro garantizado de energía, requerimientos de un amplio espacio así como de soporte técnico especializado (*Wang et al, 2009; Werker et al, 2002; Konnerup et al., 2009; Kivaisi, 2001; Ivery, 1996; Sala et al, 2011*).

Ante estas limitantes el desarrollo de alternativas en pequeña escala e innovadoras tecnologías económicas de tratamiento de agua está siendo impulsada en la última década. Las soluciones más sostenibles para el reúso de aguas residuales es auto-adaptativa, los sistemas naturales aprovechan los ciclos biogeoquímicos que ocurren dentro de los procesos microbianos y de plantas. Al igual que sus contrapartes naturales, los sistemas de ingeniería ecológica proporcionan servicios ecosistémicos que son altamente valorados y de bajo costo, son alimentados directamente por la radiación solar, necesitan poco mantenimiento. Al mismo tiempo, estos sistemas de ingeniería debe fiable en la transformación de contaminantes y patógenos (*Werker et al., 2002; Taebi y Droste, 2008*).

HUMEDALES NATURALES

Los humedales son medios semiterrestres con un elevado grado de humedad y una profusa vegetación, que reúnen ciertas características biológicas, físicas y químicas, que les confieren un elevado potencial auto depurador. Los humedales naturales pueden alcanzar gran complejidad, con un mosaico de lámina de agua, vegetación sumergida, vegetación flotante, vegetación emergente y zonas con nivel freático más o menos cercano a la superficie (*Llagas y Guadalupe, 2006; Bavor y Mitchell, 1994*).

La Convención de Ramsar los define como "extensiones de marismas, pantanos y turberas, ya sea natural o artificial, permanentes o temporales, con agua estancada, dulces, salobres o saladas, incluidas las aguas marinas, cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros". Los humedales no son espacios aislados, sino, por el contrario, son hábitats dinámicos, complejos, con conexiones bióticas y abióticas (*Amezaga et al, 2002*).

Los humedales se conocen como uno de los ecosistemas más productivos del mundo. Innumerables especies de aves, mamíferos, reptiles, anfibios, peces e invertebrados dependen del agua y la vegetación en los hábitats de humedales. Los humedales también directa e indirectamente proporcionan servicios de los ecosistemas, tales como la reducción de inundaciones, la alimentación, suministro de agua, estética, beneficios educativos y recreativos, además de ser considerados sumideros de carbono, Un ejemplo son los pantanos de Centla en Tabasco (Fig. 1) (*Van Dam, 2007; Chavan y Dennett, 2008, Withey y vanKooten, 2011*).

Los procesos de depuración que se llevan a cabo dentro del sistema de humedales son:

1. La sedimentación de sólidos en suspensión.
2. Difusión de los nutrientes disueltos en el sedimento.
3. La mineralización de la materia orgánica.
4. La absorción de nutrientes por los microorganismos y la vegetación.
5. Las transformaciones microbianas en los componentes gaseosos.
6. Físico-químicos de adsorción y precipitación en el sedimento

(*Llagas y Guadalupe, 2006; Verhoeven and Meuleman, 1999; Quipezco, 2002; Dunne, 2005*)



Figura 1. Humedal natural. Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco.

COMPONENTES DE LOS HUMEDALES NATURALES

AGUA

La hidrología es el factor de diseño más importante en un humedal construido porque reúne todas las funciones del humedal y porque es a menudo el factor primario en el éxito o fracaso del humedal influyen en el tipo de vegetación, la actividad microbiana, y los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes en el suelo, ya que la mayoría de los procesos están regulados por la hidrología (*Kivaisi, 2001; Lara, 1999; Dunne, 2005*).

SUSTRATO, SEDIMENTO Y RESTOS DE VEGETACIÓN

El sustrato está directamente involucrado en la eliminación de los contaminantes con las interacciones fisicoquímicas tales como la filtración y sedimentación de sólidos en suspensión, la filtración de organismos patógenos, materia orgánica, nitrógeno, fósforo y metales pesados, sorción y precipitación. Indirectamente el sustrato actúa como soporte para los sistemas de raíz y como una superficie para la adhesión de los microorganismos (*Vrhovsek et al, 1996; Dunne et al., 2005; Chorng et al., 2011*).

Los sustratos en los humedales construidos incluyen el suelo, arena, grava, roca y materiales orgánicos como el compost, sedimentos y restos de vegetación se acumulan en el humedal debido a la baja velocidad del agua y a la alta productividad típica de estos ecosistemas. El sustrato, sedimentos, y los restos de vegetación son importantes por varias razones:

1. La permeabilidad del sustrato afecta el movimiento del agua a través del humedal.
2. Muchas transformaciones químicas y biológicas tienen lugar dentro del sustrato.
3. El sustrato proporciona almacenamiento para muchos contaminantes.
4. La acumulación de restos de vegetación aumenta la cantidad de materia orgánica en el humedal. Ésta da lugar al intercambio de materia, la fijación de microorganismos, y es una fuente de carbono, así como fuente de energía para algunas de las más importantes reacciones biológicas en el humedal (*Lara, 1999, Hammer, 1992*).

VEGETACIÓN

Las plantas que crecen en CWs (Humedales construidos por sus siglas en inglés) es la característica visual más evidente de los sistemas. Muchos estudios han demostrado que las plantas contribuyen al tratamiento de agua a través de mecanismos directos e indirectos y por lo tanto son una parte esencial de CWs (*Konnerup et al., 2009*).

En los humedales, las macrofitas desempeñan un papel fundamental en el tratamiento de aguas residuales mediante la estabilización de la superficie de las camas, proporcionando una gran superficie y fuentes de carbono para el crecimiento microbiano asociado, teniendo el material de nutrientes, y otros mecanismos. Pero no sólo toman los nutrientes, también son capaces de absorber y acumular metales (*Zhou and Hosomi, 2008; Vrhovsek et al, 1996; Cheng et al, 2002; Kivaisi, 2001; Konnerup et al., 2009; Luckeydoo et al, 2002*).

La difusión del oxígeno en las raíces crean las condiciones necesarias para el desarrollo de microorganismos, que participan en la descomposición aeróbica de la materia orgánica (Los extensos sistemas de raíces sirven como áreas de gran superficie para el desarrollo de microorganismos y permitir la filtración, así como la adsorción de la materia (*Zhou et al, 2008; Vrhovsek et al, 1996; Cheng et al, 2002; Kivaisi, 2001*).

Lo más importante en los humedales es que las proporciones sumergidas de las hojas y tallos muertos se degradan y se convierten en lo que hemos llamado restos de vegetación, que sirven como sustrato para el crecimiento de la película microbiana fija que es la responsable de gran parte del tratamiento que ocurre (*Maya, 2008; Luckeydoo et al, 2002*).

MICROORGANISMOS

Una característica fundamental de los humedales es que sus funciones son principalmente reguladas por los microorganismos y su metabolismo son los principales agentes de la purificación en un CWS. Que utilizan materia orgánica como sustrato rico en energía y la transforman en nutrientes y energía. Desempeñan un papel central en la eliminación de compuestos tóxicos orgánicos. Los microorganismos incluyen bacterias, levaduras, hongos y protozoarios (*Lara, 1999; Vrhovsek et al, 1996; Kivaisi, 2001*).

La comunidad microbiana en los humedales construidos se compone de autóctonos alóctonas. Los microorganismos autóctonos presentan características de adaptación, son capaces de poseer actividad metabólica, sobrevivir y crecer en los sistemas de humedales que participan en procesos de purificación, mientras que los microorganismos alóctonas (incluidos los agentes patógenos que entran con las aguas residuales) por lo general no sobreviven. El rendimiento de la purificación de los humedales construidos se basa en una

acción combinada entre los microorganismos y el material de filtro, que se puede complementar por las plantas (*Truu et al., 2009*).

FAUNA

Los humedales construidos proveen un hábitat para una rica diversidad de invertebrados y vertebrados. Los animales invertebrados, contribuyen al proceso de tratamiento fragmentando el detritus al consumir materia orgánica. Las larvas de muchos insectos son acuáticas y consumen cantidades significativas de materia durante sus fases larvales (*Maya, 2008*).

PROCESOS DE REMOCIÓN EN LOS HUMEDALES

REMOCIÓN FÍSICA

Los humedales son capaces de proporcionar una alta eficiencia física en la remoción de contaminantes asociado con material particulado. El agua superficial se mueve muy lentamente a través de los humedales, debido al flujo laminar característico y la resistencia proporcionada por las raíces y las plantas. La sedimentación de los sólidos suspendidos se promueve por la baja velocidad de flujo y por el hecho de que el flujo es con frecuencia laminar. Las esteras de plantas pueden servir como trampas de sedimentos, pero su rol primario es la remoción de sólidos suspendidos. La eficiencia de remoción de sólidos suspendidos es proporcional a la velocidad de particulado fijo y la longitud del humedal. Para propósitos prácticos, la sedimentación es usualmente considerada como un proceso irreversible, resultando en acumulación de sólidos y contaminantes asociados sobre la superficie del suelo. Sin embargo, la resuspensión de sedimento puede resultar en la exportación de sólidos suspendidos y reducir algo más bajo la eficiencia de remoción. Durante periodos de velocidad del flujo se puede presentar resuspensión de sólidos, pero comúnmente es el resultado de la turbulencia de la dirección del viento, bioturbación (perturbación por animales y humanos) y desprendimiento de gas. El desprendimiento de gas resulta a partir de gases como el oxígeno, a partir de la fotosíntesis del agua, metano y dióxido de carbono, producido por los microorganismos en el sedimento durante la descomposición de la materia orgánica.

REMOCIÓN BIOLÓGICA

La remoción biológica es quizá el camino más importante para la remoción de contaminantes en los humedales. La captación de la planta de los contaminantes que son también formas de nutrientes esencial para las plantas, tales como nitrato, amonio y fosfato, se toman fácilmente por las plantas del sistema. Sin embargo, muchas especies de plantas son capaces de captar, e incluso acumular significativamente metales tóxicos, como cadmio y plomo. La velocidad de remoción de contaminante por las plantas varía extensamente, dependiendo de la velocidad de crecimiento de la planta y de la concentración del contaminante en tejido de la planta. Las plantas leñosas, es decir, árboles y arbustos, proporcionan un almacenamiento a largo plazo de contaminantes, comparado con las plantas herbáceas. Las algas pueden también proporcionar una cantidad significativa de nutrientes captados, pero son más susceptibles a los efectos tóxicos de metales pesados. El almacenaje de alimentos en algas es relativamente a corto plazo, debido al rápido ciclo. Las bacterias y otros microorganismos en el suelo también proveen, captan y almacenan nutrientes a corto plazo, y algunos otros contaminantes. En humedales, el material de la

planta muerta, conocido como detritus o basura, se acumula en la superficie del suelo. Algunos de los nutrientes, metales u otros elementos eliminados previamente del agua por captación de la planta son pérdidas del detritus de la planta por lixiviación y descomposición, y reciclados nuevamente dentro del agua y del suelo. La lixiviación de contaminantes solubles en agua puede ocurrir rápidamente con la muerte de la planta o del tejido de planta, mientras que una pérdida más gradual de contaminantes ocurre durante la descomposición del detritus por las bacterias y otros organismos. En la mayoría de los humedales, hay una acumulación significativa del detritus de la planta, porque la velocidad de descomposición disminuye sustancialmente bajo condiciones anaerobias que prevalecen, generalmente, en suelo del sistema. Si, sobre un período extenso de tiempo, la velocidad de descomposición de la materia orgánica es más baja que la velocidad de deposición de la materia orgánica en el suelo, la formación de turba ocurre en el humedal. De esta manera, algunos de los contaminantes captados originalmente por las plantas se pueden atrapar y almacenar como turba. La turba se puede acumular a grandes profundidades, y puede proporcionar el almacenamiento de larga duración para los contaminantes. Sin embargo, la turba es también susceptible a la descomposición si el sistema se drena. Cuando sucede eso, los contaminantes incorporados en la turba se pueden liberar y/o reciclar o limpiar con un chorro de agua. Aunque los microorganismos pueden proporcionar una cantidad medible de contaminante captado y almacenado en sus procesos metabólicos, que desempeñan el papel más significativo en la remoción de compuestos orgánicos. Los desechos microbianos, sobre todo bacterias del suelo, utilizan el carbono (C) de la materia orgánica como fuente de energía, convirtiéndola a gases de bióxido de carbono (CO_2) o metano (CH_4). Esto proporciona un mecanismo biológico importante para la remoción de una amplia variedad de compuestos orgánicos, incluyendo los encontrados en aguas residuales municipales, aguas residuales de procesamiento de alimentos, plaguicidas y productos de petróleo. La eficiencia y la velocidad de degradación orgánica de C por los microorganismos es altamente variable para los diversos tipos de compuestos orgánicos. El metabolismo microbiano también produce la remoción de nitrógeno inorgánico, es decir, nitrato y amonio. Bacterias especializadas (*Pseudomonas sp.*) transforman metabólicamente el nitrato en gas nitrógeno (N_2), un proceso conocido como desnitrificación. El N_2 se pierde posteriormente a la atmósfera.

REMOCIÓN QUÍMICA

Un proceso químico importante de la remoción de suelos del humedal es la absorción, que da lugar a la adsorción a corto plazo o a la inmovilización a largo plazo de varias clases de contaminantes. La absorción es un término ampliamente definido para la transferencia de los iones (moléculas con cargas positivas o negativas) a partir de la fase de la solución

(agua) a la fase sólida (suelo). La absorción describe realmente un grupo de procesos, que incluye reacciones de adsorción y de precipitación. La adsorción se refiere a la unión de iones a las partículas del suelo, por intercambio catiónico o absorción química. El intercambio catiónico implica la unión física de los cationes (iones positivamente cargados) a las superficies de las partículas de arcilla y de materia orgánica en el suelo. Esto es una unión mucho más débil que la unión química, por lo tanto, los cationes no se inmovilizan permanentemente en el suelo. Muchos componentes de las aguas residuales y de escurrimiento existen como cationes, incluyendo el amonio (NH_4^+) y la mayoría de trazas de metales, tales como cobre (Cu^{+2}). La capacidad de los suelos para la retención de cationes, expresada como capacidad de intercambio catiónico (CIC), aumenta generalmente con el aumento de contenido de la arcilla y de la materia orgánica. La absorción química representa una forma más fuerte y más permanente de vinculación que el intercambio catiónico. Un número de metales y de compuestos orgánicos se puede inmovilizar en el suelo vía la absorción química de las arcillas, y los óxidos de hierro (Fe) y aluminio (Al), y materia orgánica. El fosfato también puede unirse con la arcilla y los óxidos de Fe y Al a través de la absorción química. El fosfato puede también precipitarse con los óxidos de hierro y aluminio para formar un nuevo mineral compuesto (fosfatos de Fe y Al), que son potencialmente muy estables en el suelo, produciendo el almacenamiento de fósforo a largo plazo. Otra reacción importante de precipitación que ocurre en los suelos de los humedales es la formación de sulfuros de metales. Tales compuestos son altamente insolubles y representan los medios eficaces para inmovilizar muchos metales tóxicos. La volatilización, que implica la difusión de un compuesto disuelto desde el agua en la atmósfera, es otro mecanismo potencial de la remoción del contaminante. La volatilización del amoníaco (NH_3) puede dar lugar a la remoción significativa de nitrógeno, si el pH del agua es alto (mayor que 8,5). Sin embargo, a pH más bajo cerca de 8,5, el nitrógeno del amoníaco existe casi exclusivamente en forma ionizada (amonio, NH_4^+), que no es volátil. Muchos tipos de compuestos orgánicos son volátiles, y se incorpora fácilmente a la atmósfera desde los humedales y de otras aguas superficiales. Aunque la volatilización puede remover con eficacia ciertos contaminantes del agua, puede demostrar ser indeseable en algunos casos, debido al potencial para contaminar el aire con los mismos contaminantes (Llagas y Guadalupe, 2006).

HUMEDALES COSTRUIDOS

Hoy en día las nuevas tecnologías se han centrado en los sistemas naturales, los CWs son sistemas mediante la aplicación de diversos diseños tecnológicos para el tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales. Esta tecnología se basa en los procesos naturales de los humedales, relacionados con la hidrología, el suelo, las bacterias y las macrofitas enraizadas (Fig. 2) (Konnerup et al, 2009; Park et al, 2008; Wang et al, 2009; Mayo et al., 2005; Verhoeven et al, 1999; Maine et al, 2006; Rousseau et al, 2004; EPA, 1988; Kivaisi, 2001; Zurita et al., 2009).

La tecnología de tratamiento de aguas residuales por medio de humedales artificiales se inició en Alemania sobre la base de la investigación de Käthe Seidel en la década de 1960 (Vymazal, 2009).

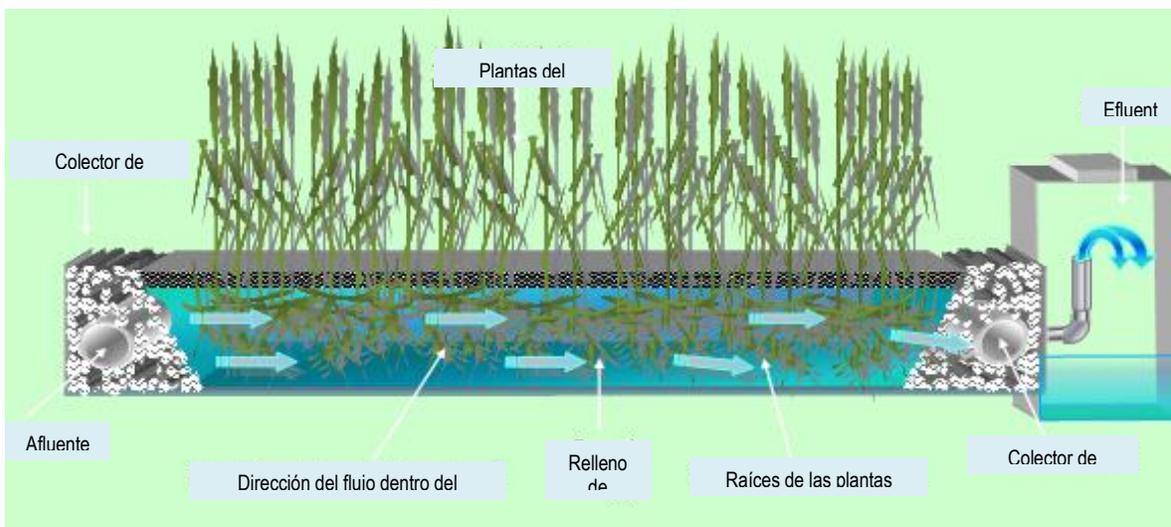


Figura 2. Componentes de un Humedal Construido.

Son sistemas eficaces de tratamiento que pueden ser muy útiles en los países en desarrollo ya que son de construcción simple, de fácil manejo, así como sus costos de operación y mantenimiento son muy bajos, de gran capacidad de amortiguación y presentan poca producción de lodos. Además de proporcionar una buena remoción en lo que respecta a la materia orgánica por lo que se considera como un método eficaz para el tratamiento de las aguas residuales domésticas. Son una buena alternativa para las comunidades pequeñas que no pueden permitirse los sistemas de tratamiento convencional costosos. La mayoría de

las veces, los humedales se pueden construir con materiales locales, lo que reduce significativamente los costos de construcción (*Fenxia et al, 2009; Konnerup et al, 2009; Park et al, 2008; Wang et al, 2009; Mayo et al., 2005; Verhoeven et al, 1998; Maine et al, 2006; Rousseau et al, 2004; Yalcuk y Ugurlu, 2009; Bdour et al., 2009; Ye and Li, 2009; Mayo and Bigambo, 2005; Scholz, y Xu, 2002; Zurita et al., 2009; Taebi y Droste, 2008*).

La riqueza y diversidad que presentan la mayoría de los países en desarrollo permiten el uso de especies no convencionales de macrofitas, como pueden ser especies comerciales de valor ornamental. Estas plantas, además de mejorar la infraestructura del sistema de tratamiento, pueden aportar beneficios económicos a la comunidad a través de la producción de flores. La elección de las plantas es un tema importante en el CWS, ya que deben sobrevivir a los efectos potencialmente tóxicos de los efluentes y su variabilidad (*Maine et al., 2007; Carleton et al, 2001; Maine et al., 2007; Melbourne, 2005; Zurita et al., 2009*).

Las investigaciones al respecto que se han llevado a cabo en los humedales construidos y reportan que pueden reducir eficazmente varios nutrientes, incluyendo los sólidos suspendidos (SS), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno, fósforo, oligoelementos y microorganismos como Coliformes fecales contenidos en las aguas residuales también ayudan a la remoción de metales tóxicos, pero con diferentes grados significativos de la eficacia (*Zurita et al., 2009; Karim et al., 2004; Kadlec, 2009; Steer et al, 2002; 2011; Park et al., 2008*).

Esto se logra ya que el sistema asimila una variedad de constituyentes químicos y físicos en solución, ya sea como detritus o sedimentos, estos a su vez se transforman y se transportan a lo largo del sistema. Dos procesos críticos que dominan el rendimiento en el tratamiento de los humedales son: la dinámica bacteriana y la hidrodinámica. Siendo los procesos bacteriológicos cruciales en la remoción de algunos nutrientes y en la renovación de las aguas residuales en los humedales. Las condiciones del agua en reposo de un humedal son propicias para la sedimentación de los sólidos de aguas residuales. Otros aspectos de los humedales que facilitan el tratamiento son su potencial de adsorción, filtración de las raíces y tallos, el intercambio iónico y capacidad de adsorción de los humedales (*Truu et al., 2009; Llagas y Guadalupe., 2006; Van Dam et al, 2007; EPA 1988; Zhou et al, 2008*).

A diferencia de los humedales naturales, el tratamiento en los humedales artificiales se realiza con más ambientes controlados, que permiten una mayor eficiencia en el tratamiento y la constancia de las funciones de los humedales a lo largo de todo el sistema. Los humedales proporcionan un ambiente rico en materiales orgánicos, que casi siempre es anaeróbico, excepto dentro de una capa de poca profundidad. Las principales características

que pueden afectar a la eficiencia de remoción de los CWS son el tiempo de retención hidráulica y la temperatura (*Edwards et al., 2006; Akrotos y Tsihrintzis, 2007*).

Los humedales artificiales se han utilizado como el principal medio de tratamiento integrado de tratamiento secundario y terciario. Los humedales proveen sumideros efectivos de nutrientes y sitios amortiguadores para contaminantes orgánicos e inorgánicos. Esta capacidad es el mecanismo detrás de los humedales artificiales para simular un humedal natural con el propósito de tratar las aguas residuales principalmente pero su utilización se extiende para el tratamiento de residuales industriales, aguas pluviales y de escorrentía urbana y agrícola. La aplicación de la CW para el tratamiento de aguas residuales industriales es una alternativa prometedora (*Maine et al., 2007; Carleton et al, 2000; Babatunde et al, 2008; Llagas y Guadalupe, 2006; Spieles and Mitsch, 2000; Zhou and Hosomi, 2008; Rousseau et al., 2004*).

Además estos sistemas interactúan con la atmósfera. Los CWS operan casi a velocidades de flujo y caudal constante y están sujetos a drásticos cambios en la remoción debido a los cambios en la temperatura del agua, por esta razón en zonas templadas estos sistemas de tratamiento tienden a variar su eficiencia durante el año. En zonas cálidas y tropicales, los parámetros climatológicos: temperatura, radiación solar y evapotranspiración varían en un rango menor que en zonas templadas (*Llagas y Guadalupe, 2006*).

CLASIFICACIÓN DE LOS HUMEDALES CONSTRUIDOS

Se han propuesto diversos diseños de humedales artificiales a lo largo de su desarrollo tecnológico. Las variables de diferenciación pueden hacer referencia al sistema de flujo del agua residual, sustrato o lecho utilizado, vegetación y sucesión de unidades de tratamiento.

HUMEDALES VERTICALES

Son construidos de manera que el agua se mueve de manera uniforme hacia abajo a través del sustrato. Las aguas residuales se alimentan de toda la superficie a través de un sistema de distribución y pasa por el filtro en una trayectoria más o menos vertical. La dosificación de las aguas residuales en la cama se realiza de forma intermitente. Debido a las condiciones aeróbicas en su mayoría en estos sistemas el oxígeno que requieren las bacterias nitrificantes son favorecidas y la nitrificación se puede lograr. Sin embargo, la desnitrificación no podrá tener lugar en gran medida.

HUMEDALES HORIZONTALES

En estos sistemas las aguas residuales se alimentan en la entrada sigue su camino bajo la superficie de la cama en un camino horizontal hasta llegar a la zona de salida. Debido a un largo tiempo de retención de las aguas residuales DBO₅, DQO y la eliminación de SST es posible en un alto grado, por lo general superiores a 80-90%. La disminución de oxígeno es característica de este tipo de sistemas.

En cuanto a la dirección del movimiento del agua a través del humedal se consideran los siguientes tipos: de flujo superficial y flujo subsuperficial (*Truu et al., 2009; Yalcuk y Ugurlu, 2009*).

HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO SUPERFICIAL LIBRE (FWS CWs)

Los Sistemas FWS CWs son menos numerosos que los sistemas de flujo sub-superficial, pero son uno de los diseños más antiguos pues son los diseños más similares a los ambientes naturales debido a la permanente agua estancada y las condiciones favorables para las especies de plantas (Fig. 3). Estos sistemas consisten típicamente de estanques o canales, con alguna clase de barrera subterránea para prevenir la filtración por lo general tienen un fondo de suelo, vegetación emergente tienen una alta densidad de vegetación por una variedad de especies de planta, y una superficie de agua por encima del sustrato. El diseño puede o no incluir las áreas de aguas abiertas, además de las zonas con vegetación, y

por lo general la profundidad de las aguas son menos de 0,4 m (*Truu et al 2009; Llagas y Guadalupe, 2006; Kadlec, 2009*).

En estos sistemas el sustrato en que están enraizadas las plantas tiene una baja conductividad y no permite un flujo significativo a través de la zona radicular. La eliminación de contaminantes se produce a través de reacciones que tienen lugar en el agua y en la zona superior del sustrato, por lo que su potencial de eliminación se ve fuertemente restringido. Pero a pesar de eso en muchos países es un sistema muy utilizado (*Poach et al., 2004*).

HUMEDALES CONSTRUIDOS DE FLUJO SUBSUPERFICIAL (HF CWs)

Las aguas residuales pretratadas pasa lentamente a través del sustrato de filtración por debajo de la superficie del filtro. Durante este trayecto las aguas residuales se pondrá en contacto con una red de zonas aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas (Fig. 4) (*Vymazal et al, 2009; Truu et al., 2009*).

Se diseñan a modo de estanques con una capa impermeable que utiliza un lecho de tierra o grava como sustrato para el crecimiento de las plantas. Las aguas residuales pretratadas fluyen por gravedad, horizontal o verticalmente, a través del sustrato donde se pone en contacto una mezcla de bacterias facultativas que viven en asociación con el sustrato y las raíces de las plantas. Profundidad de la cama es de aproximadamente de 0,6. Los procesos que se llevan principalmente son anaeróbicos (*Kadlec, 2009; Vrhovek et al, 1996; Llagas y Guadalupe, 2006*).

Los sistemas de flujo subsuperficial son reportados como causa menos problemas que surgen de los olores, los insectos, o la exposición pública (*Yalcuk y Ugurlu, 2009*).

Con el fin de mejorar la eficiencia de depuración de aguas residuales, sistemas híbridos se han introducido, los cuales consisten en tipos de humedales artificiales dispuestos en secuencia (*Truu et al., 2009*).

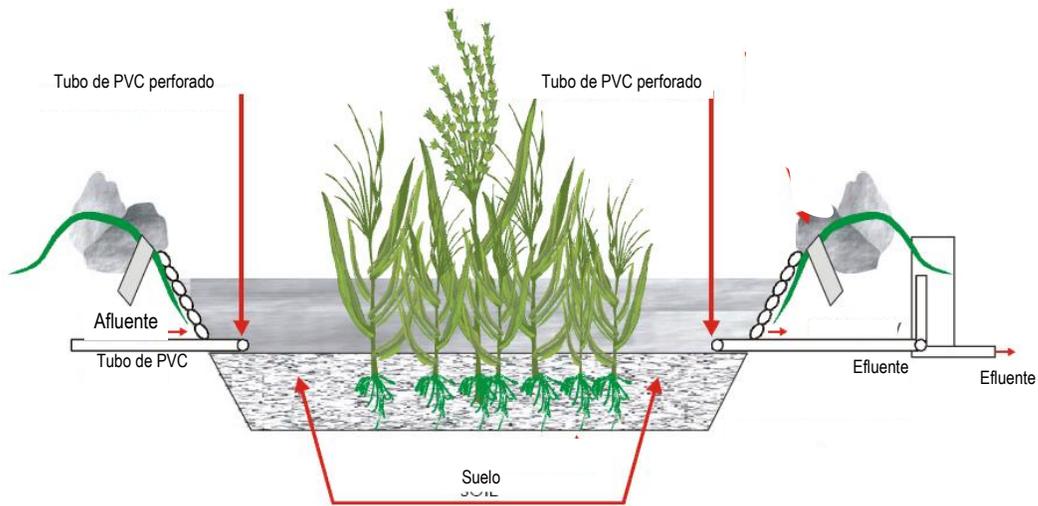


Figura 3. Humedal Construido de flujo libre (FWS CW)

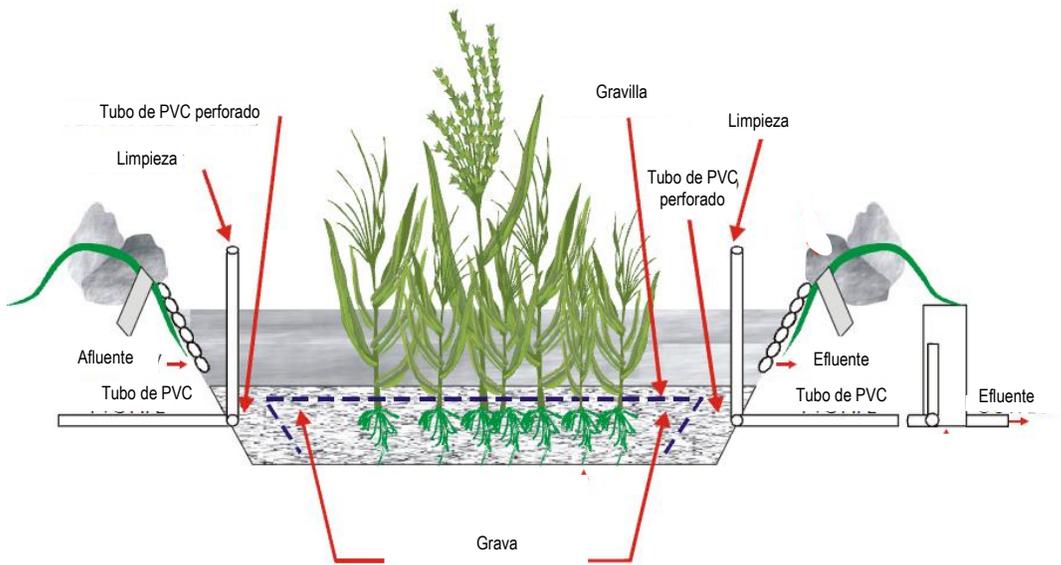


Figura 4. Humedal Construido Horizontal de flujo subsuperficial (HF CW)

CASOS DE ÉXITO DE HUMEDALES CONSTRUIDOS EN MÉXICO

Jonacatepec, Morelos. El 10 de marzo del 2010 se llevó a cabo el banderazo de inicio de una planta tratadora de aguas residuales tipo humedal en las comunidades de Tlayca y Tetelilla. Los beneficios de esta planta tratadora son múltiples, está constituida por canaletas de bambú, conocidas por su capacidad para limpiar las aguas negras y la absorción del bióxido de carbono, lo que contribuye al cuidado del medio ambiente. Así mismo de esta planta se obtiene “lodo deshidratado” que es aprovechado como abono. Esta obra fue realizada con una aportación federal, estatal y municipal, alrededor de 3000 personas se han visto beneficiadas.

En 2006, la Universidad Autónoma Benito Juárez de Oaxaca (UABJO) se aplicó un tratamiento de aguas residuales naturales. Este proyecto sigue creciendo y ha dado muchos éxitos al tratar 10,000 metros cúbicos por día de aguas residuales generadas en el campus. El tren de tratamiento incluye un reactor anaerobio de flujo ascendente, una laguna facultativa, dos humedales de flujo superficial (Fig. 5) un filtro de discos, almacenamiento y terreno de irrigación.



Figura 5. Proyecto Universidad Autónoma Benito Juárez, Oaxaca (UABJO).

Ingenio Casasano, Cuautla, Morelos. El área de proyecto la integra una superficie de 259 ha, de las cuáles 155 ha son cultivadas con caña de azúcar, donde son aprovechadas las aguas residuales del ingenio en combinación con las aguas del canal Casasano el Grande para el riego. Desde 1942 los terrenos agrícolas sembrados con caña de azúcar de la zona de proyecto han sido regados con la mezcla del agua proveniente del manantial, el agua es conducida por el canal Casasano el Grande y las descargas del ingenio azucarero, desde entonces el sistema agua-suelo-planta de la zona, ha estado interactuando como un sistema de “Humedal de flujo intermitente” (Imagen 4) estimándose que por más de medio siglo el mismo funciona adecuadamente para remover contaminantes.



Figura 6. Construcción del prototipo de un Humedal en Cuautla, Morelos.

Santa Fe de la Laguna, Michoacan. Se construye en 2005, es un humedal horizontal de flujo subsuperficial utilizando plantas como carrizo y tule. Tiene una capacidad de tratamiento de 3 L/s. (fig. 7).



Figura 7. Humedal Construido, Michoacan.

Centro Ecológico Akumal, destino turístico cerca de Cancún. A mediados de los 90's se observó que la degradación del arrecife mesoamericano está relacionado con la contaminación de las aguas residuales provenientes de la Villa de Akumal, ante esta problemática más de 50 humedales horizontales de flujo subsuperficial se han construido desde mediados de los 90's para el tratamiento de estas aguas (Fig.8).



Figura 8. Humedal Construido, Cancún.

ZONA DE ESTUDIO

MUNICIPIO DE IXMIQUILPAN, HIDALGO

El estado de Hidalgo es irrigado por dos distritos de riego el 03 y el 100. La superficie beneficiada con el riego se distribuye en 17 municipios que son: Actopan, El Arenal, Ixmiquilpan, San Salvador, Francisco I. Madero, Santiago de Anaya, Mixquilahuala, Progreso, Chilcuautla, Atitalaquia, Atotonilco de Tula, Tepetirlán, Tetepango, Tezontepec, Tlahuelilpan, Tlaxcoapan y Tula de Allende; con una superficie de riego de 50, 131 hectáreas. Según el Censo de Población y Vivienda 2010 2, 665,018 habitantes de los cuales 86,363 pertenecen al municipio de ixmiquilpan (*INEGI 2010*).

Al oeste del estado de Hidalgo se encuentra el Valle del Mezquital, es una región caracterizada por su aridez pese a contar en sus partes planas con grandes superficies de riego que aprovechan aguas residuales del río Tula y que posibilitan la producción de alfalfa y hortalizas. Comprende una superficie de 822,000 ha y representa el 39.4% de la superficie del Estado, a una altitud entre 1,700 y 2,100 msnm. González Quintero (1968) considera como Valle del Mezquital a la región situada en la parte central del Estado, localizado entre las coordenadas 20°11' y 20°40' Latitud Norte y 98°50' y 99°20' de Longitud Oeste (Fig. 9). La zona de estudio se localiza en Julián Villagrán, pertenece al municipio de Ixmiquilpan, en donde tiene las siguientes coordenadas geográficas, 20°29' latitud norte, 99°13' latitud oeste (Fig. 10) y se encuentra ubicado a 1,700 msnm (*COEECO,2010*).

CLIMA

El clima es templado seco, con lluvias en verano (BS), con una temperatura media anual de 18.3°C. Por lo que se refiere a la precipitación, el Valle del Mezquital es una de las áreas más secas, los valores anuales oscilan entre los 350 y los 450 mm repartidos en dos periodos máximos de lluvia, uno en junio y otro en septiembre. Los vientos dominantes provienen del noroeste resultando ser los más fuertes, a diferencia de los que proceden del suroeste, que son apacibles y benignos para la flora y fauna (*INEGI, 2010*).

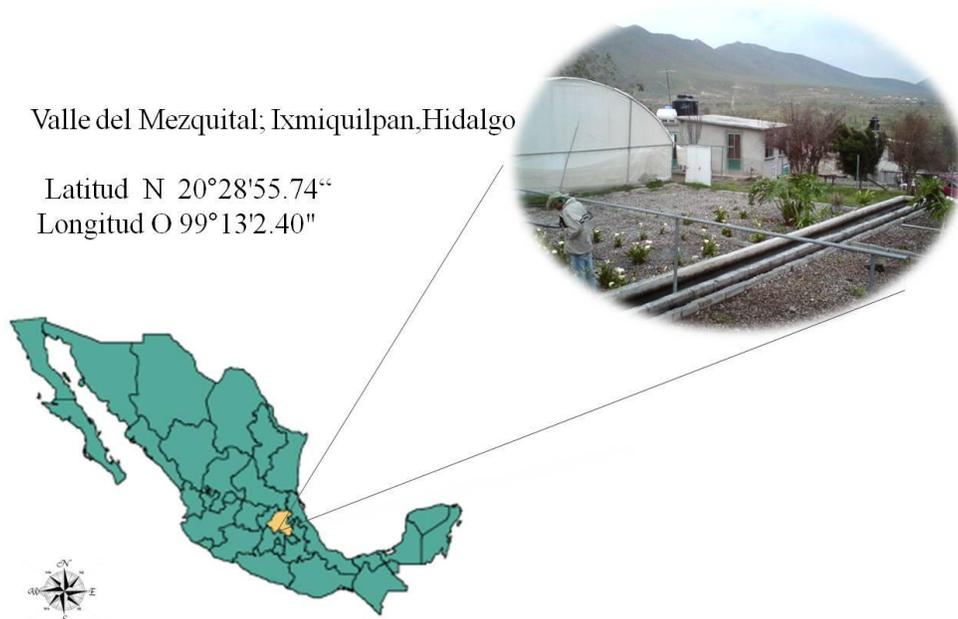


Figura 9. Localización del Humedal de Ixmiquilpan, Hidalgo.

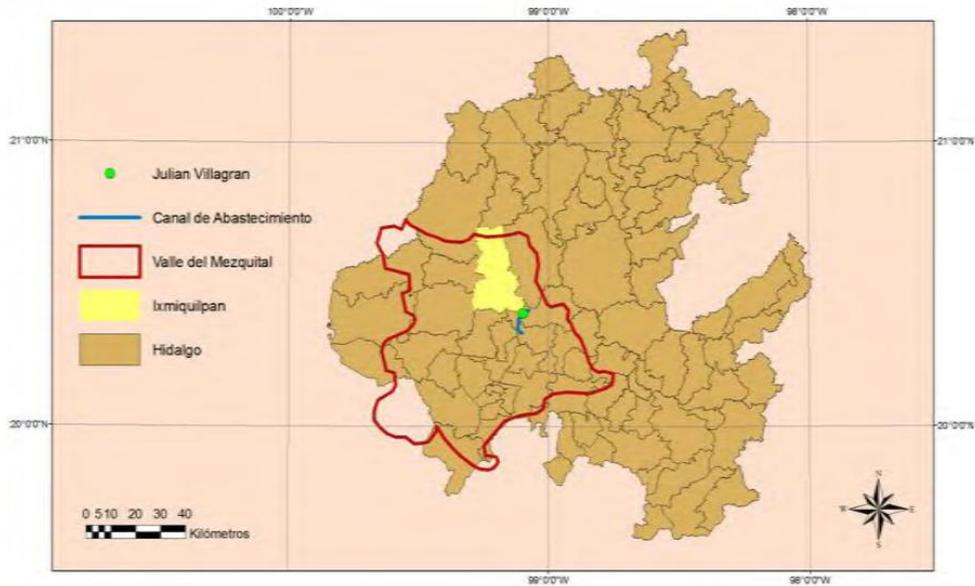


Figura 10. Mapa del Estado de Hidalgo, delimitando el Valle del Mezquital donde se ubica de manera puntual la zona de estudio.

OROGRAFÍA

El Valle del Mezquital está rodeado por las siguientes elevaciones: al norte la sierra de Juárez; al este, la serranía que va desde el cerro del Fraile hasta el cerro del águila y la sierra de Actopan; al sur por la serranía del Mexe y al oeste, la sierra de Xinthé. Forma parte de la provincia fisiográfica denominada meseta Neovolcánica en su porción cercana a la vértice occidental de la Sierra Madre Oriental (*COEECO, 2010*).

HIDROLOGÍA

La zona de estudio, constituye una de las partes elevadas de la cuenca del río Moctezuma, se encuentra drenada por el río Tula que es la corriente más importante de la región, este río tiene una corriente permanentemente por las aguas que provienen de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México a través del tajo de Nochistongo y el túnel perforado cerca de tequixquiac que respectivamente desembocan en los ríos del Salto y Tequixquiac, que son tributarios del río Tula. Existen además corrientes de menor importancia en toda la región, que tienen relativamente poca influencia sobre la vegetación (*INEGI, 2000*).

El río Tula atraviesa el Valle del Mezquital con una trayectoria de sur a norte en la parte oriental y recibe su margen derecho los escurrimientos de la sierra Xinthé. A la altura de Ixmiquilpan se le une el río Tepec en su margen izquierdo; continúa su curso recogiendo los arroyos de la sierra de Juárez para salir finalmente por el cañón de Abra, el cual corta la sierra de San Juanico y da paso a la planicie de Tasquillo (*COEECO, 2010*)

El sureste de esta área se encuentran drenados por el río Actopan que nace en la sierra de Pachuca. Tiene una trayectoria sureste-noreste: recibe los escurrimientos de la serranía de San Miguel de la Cal y finalmente va a salir a la presa Debodé. Actualmente no existe ninguna laguna natural, hasta hace poco tiempo había una al norte de Ixmiquilpan, conocida como laguna de media luna.

GEOLOGÍA

En el Jurásico Inferior el Valle del Mezquital era parte de un mar somero que comenzó a retroceder hacia el final del periodo, depositándose en él capas clásicas y calizas. Para la primera mitad del cretácico superior, el estado de Hidalgo ya había emergido como resultado de plegamientos de las capas marinas depositadas posteriormente en el mioceno, la extrusión de lavas andesíticas y basálticas conformaron la sierra de Pachuca, la sierra de Actopan, la sierra de Juárez y las serranías de Xinthé y Mexe. En el plioceno continúa la

extrusión de lavas, las cuales terminan de conformar las diez formaciones geológicas existentes en el área de estudio (*COEECO, 2010*).

En la región predominan rocas ígneas extrusivas, volcano-sedimentarias y sedimentarias del terciario superior de composición y textura variada (*INEGI, 2000*).

SUELO

Las diferentes condiciones climáticas junto con la topografía, el relieve y la composición geológica han propiciado la formación de suelos someros, de origen residual y mixto con grado de desarrollo variable (*COEECO, 2010*).

De acuerdo a la cartografía de suelos elaborada por el INEGI, se presentan en la zona de estudio nueve unidades de suelo: vertisoles, feozem, rendzinas, fluvisoles, luvisoles, regosoles, litosoles, y cambisoles.

Los fluvisoles no presentan un área cartografiable significativa a escala 1:250 000 por lo que no se señala en la carta edafológica. Se han realizado levantamientos edafológicos dentro del Valle del Mezquital, reportando unidades como: leptosoles líticos, rendzinicos y mólicos, feozem calcárico y háplicos, fluvisoles, regosoles y luvisoles (*INEGI, 2000*).

VEGETACIÓN

Se presentan áreas fisionómicamente diferentes, según las asociaciones vegetales independientemente del dominio de las especies, entre las que es posible destacar: matorrales crausicaules, subinermes y espinosos. En las sierras de Hidalgo existe abeto, pino, encino, oyamel y enebro; también hay copal, caoba, palo de rosa, ébano, framboyán, mezquite, cafetal, nopal, agave, lechugilla y damiana. Así mismo, podemos admirar rosales, begonias, azaleas, camelias y otras flores silvestres. Además la vegetación será formada por huizaches, pirules, ahuehuetes, nogales biznagas, nopales, cardones, garambullos y otras plantas de clima seco (*INEGI, 2000*). Hay sitios donde abunda la maleza y en otros las hierbas comestibles, como las malvas, los quelites y las verdolagas (*COEECO, 2010*).

USO DE SUELO

De acuerdo a la superficie que se utiliza para cada actividad su orden es el siguiente: pecuario en un 40%, 30% agrícola en donde se cultiva maíz, alfalfa, diversas hortalizas y tomate rojo o jitomate, entre otros (Fig. 11); seguido por otros usos y finalmente forestal. La agricultura de este municipio es en su mayoría de riego.



Figura 11. Campos de cultivo, Julián Villagrán, municipio de Ixmiquilpan, Hidalgo.

DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA

El proyecto surge a partir de la idea de desarrollar iniciativas académicas con contenidos de ingeniería ecológica, que partiesen de las condiciones reales de una comunidad o región específica.

Las aguas que trata este humedal que provienen del canal Xotho recorren catorce kilómetros desde su origen en la Ciudad de México (Fig. 12) y transitan por dos presas donde se llevan a cabo procesos de sedimentación, exposición a la luz solar y ultravioleta; atraviesa canales con caídas, donde habitan microorganismos, así como plantas acuáticas y flotantes, pasando por un proceso previo de depuración natural.

El Sistema de Humedal construido en la localidad de Julián Villagrán, municipio de Ixmiquilpan Hidalgo (Fig. 13) consiste en:

1. Un **canal sedimentador** (Afluente) en el que se incorpora el agua proveniente del canal. Tiene 34 m de largo. En esta etapa muchos sólidos de gran tamaño se sedimentan o quedan atrapados en una maya que se localiza al final del sedimentador (Fig. 14).
2. El canal de sedimentación se conecta con un **Sedimentador** el cual presenta las siguientes dimensiones 9.8 m de ancho, 60 cm de largo. (Fig. 15).
3. Una vez que el agua se concentra en el sedimentador pasa mediante caída libre a un par de **Filtros** cada uno con 10m de largo por 4.8 de ancho (Fig. 16), en los que se utilizó como sustrato grava, plantándose *Zantedeschia aethiopica* (Fig. 17), *Cyperus alternifolius* (Fig. 18) y *Cyperus papyrus* (Fig. 19) manteniendo un flujo subsuperficial con un tiempo de retención hidráulica de 2 días. En estos filtros las bacterias llevan a cabo procesos de óxido-reducción, los cuales serán atrapados por la biopelícula, sedimentados o bien, absorbidos por las raíces de las plantas.
4. El agua tratada en esta primera etapa se deposita en un **segundo sedimentador** de 9.8m de ancho, 38cm de largo que conecta a un segundo par de filtros. Así mismo, el proceso se repite con un tercer par de filtros con las mismas dimensiones (fig.20). Es importante mencionar que todo el sistema se encuentra a desnivel (Fig. 21).
5. El agua que ha pasado por los 3 pares de filtros llega por última instancia a un depósito al que se denomina Efluente (9.8m de ancho y 43cm de largo) (Fig. 22).



Figura 12. Canal Xotho, Ixmiquilpan, Hidalgo.



Figura 13. Humedal construido en Ixmiquilpan, Hidalgo.



Figura 14. Canal sedimentador del Humedal de Ixmiquilpan.

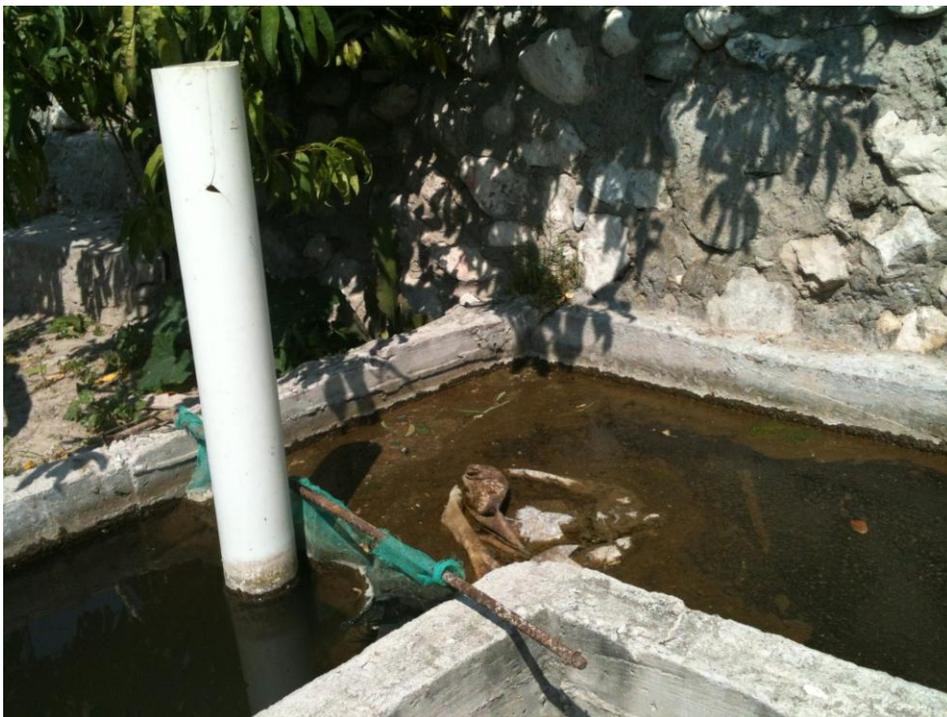


Figura 15. Conexión del canal sedimentador con el sedimentador del humedal.



Figura 16. Caída del agua del sedimentador hacia el primer par de filtros.



Figura 17. *Zantedeschia aethiopica*



Figura 18. *Cyperus alternifolius*



Figura 19. *Cyperus papyrus*

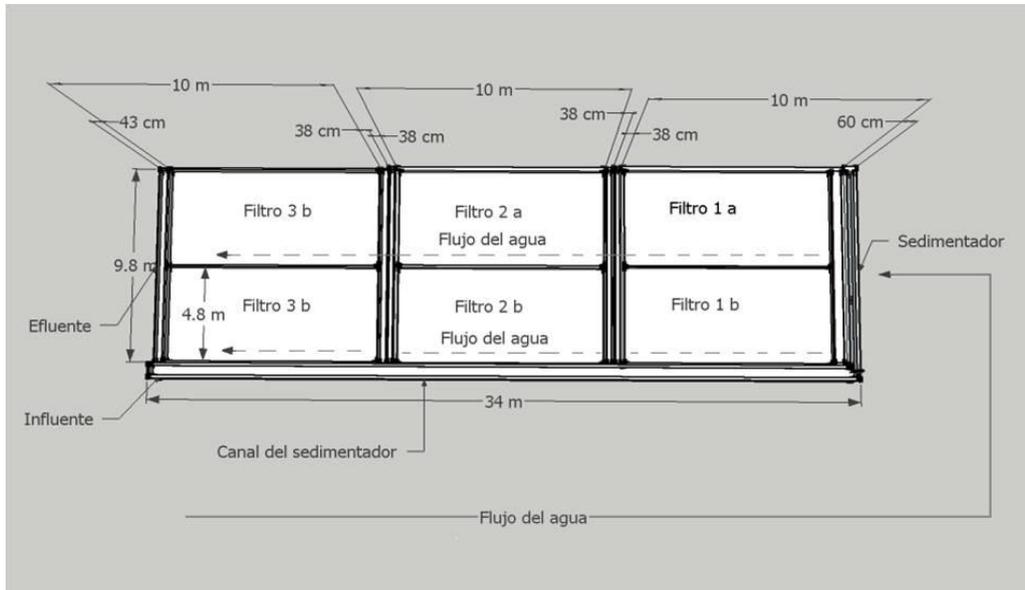


Figura 20. Vista plana del sistema de humedal construido en Ixmiquilpan, Hidalgo. Se aprecian las dimensiones del sistema.

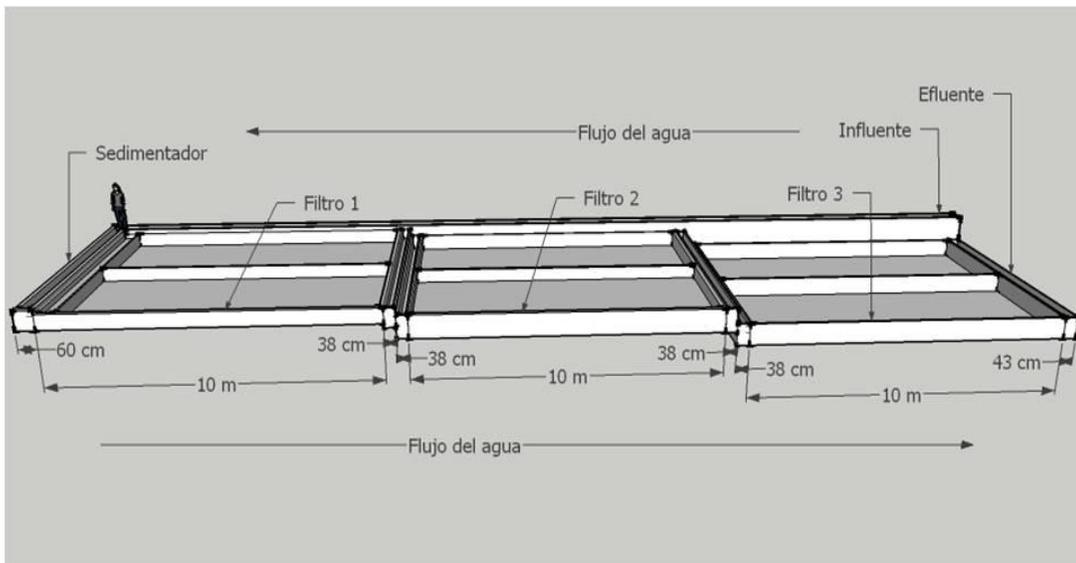


Figura 21. Vista lateral del humedal de Ixmiquilpan, Hidalgo.



Figura 22. Vista lateral del sistema, donde se aprecian los desniveles del humedal que permiten la caída del agua, recorriendo así cada uno de los filtros.

PROBLEMÁTICA

En México hay una disponibilidad media total de 476 Km³. Pero no se encuentra distribuida homogéneamente en el territorio nacional. La parte del Golfo, y el suroeste de México tiene grandes cantidades de cuerpos de agua y precipitación anual elevada; mientras que el norte del país es árido y semiárido (*Morales, 2010*).

El crecimiento de la población, la industrialización, la urbanización, el aumento de consumo de agua per cápita y la disminución de la calidad del agua también aumentan la presión sobre los recursos. A menudo, el agua se utiliza por completo y el uso de los recursos hídricos fósiles es necesario para cumplir con la demanda de agua explotando las reservas que no fácilmente se reponen (*Bdour et al., 2009; Meli et al., 1998; Kivaisi, 2001; Gerke et al., 2001; Chan, 2009*).

Esta estrategia tiene efectos perjudiciales a largo plazo sobre la disponibilidad de agua dulce para la población y los ecosistemas. Las consecuencias de la escasez de agua dan lugar a la competencia por el recurso entre regiones, así como entre sectores como la agricultura, la industria y los municipios (*Kivaisi, 2001*).

La falta de agua para uso humano y el riego es uno de los problemas importantes de los países de climas cálidos. La escasez del recurso impide el desarrollo social y económico de éstos. La agricultura es un factor económico de relevancia ya que influye directamente en la disponibilidad de agua. Los brotes epidémicos que afectan a agricultores y animales, han estado siempre asociados a la utilización de agua residual sin tratar o al riego con efluentes de agua residual sin desinfectar. Este tipo de agua eleva potencialmente la carga orgánica. A menudo los recursos hídricos disminuyen considerablemente, limitando potencialmente sus diferentes usos. En este sentido las estrategias para su reúso tendrán que considerar soluciones que impliquen una gestión sostenible del agua. Los pasos más económicos y razonables hacia una solución parece ser el ahorro de agua en la agricultura intensiva y una reutilización de aguas residuales tratadas.

En el caso del Valle del Mezquital, desde hace más de 100 años se ha utilizado agua residual que proviene de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México con fines agrícolas. El agua pasa previamente por un cuerpo de almacenamiento, la presa Endhó, lo que permite una sedimentación de materiales. En ella están incorporadas cargas elevadas de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, metales pesados, entre otros. Sin embargo, durante su trayecto se asientan diferentes comunidades que al no contar con los servicios básicos de drenaje y alcantarillado, descargan sus aguas residuales directamente al río Tula (*Gutiérrez, 2008*).

El río Tula forma parte de la Región hidrológica del Pánuco, y desemboca en el río Moctezuma. De acuerdo con datos de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), el río Tula es uno de los más contaminados de nuestro país, siendo de gran importancia disminuir las descargas de agua residual (*CONAGUA, 2007*).

JUSTIFICACIÓN

Uno de los principales desafíos es preservar los ecosistemas acuáticos que proporcionan valiosos servicios ambientales, para que suministren agua de buena calidad a la población. Es importante estimular el desarrollo de sistemas de tratamiento como el que se propone ya que pueden ser utilizados por comunidades donde la densidad poblacional no es muy elevada, que no cuentan con los recursos necesarios para implementar tratamientos biológico convencionales, estos sistemas son sistemas de ingeniería diseñados para usar los procesos naturales de los humedales, muy económicos y realizan una adecuada eliminación de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos mediante procesos físicos, químicos y biológicos como los que se realizan en la naturaleza y así disminuir la contaminación de los recursos acuáticos tanto lénticos como lóticos. (Maya, 2008; Edwards et al., 2006; Eugenio y col. 2009).

HIPÓTESIS

Con base en los resultados obtenidos por varios autores sobre humedales construidos a lo largo de los últimos años, si el humedal construido en Ixmiquilpan Hidalgo presenta buen funcionamiento se obtendrá una mejora en la calidad del agua tratada que cumpla con los estándares establecidos por la Normatividad Mexicana para su reúso, así como porcentajes de remoción por arriba del 80%.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Establecer la eficiencia de un humedal horizontal de flujo subsuperficial construido en la localidad de Julián Villagrán municipio de Ixmiquilpan Estado de Hidalgo considerando la calidad del agua y el porcentaje de remoción de materia orgánica.

OBJETIVOS PARTICULARES

- I. Evaluar la calidad del agua del sistema considerando parámetros físicos, químicos y biológicos.
- II. Establecer la eficiencia del humedal considerando el porcentaje de remoción de materia orgánica en la relación afluente - efluente.
- III. Comparar los resultados obtenidos con los establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997.

MÉTODO

GABINETE

Esta fase se realizó una recopilación de referencias bibliográfica así como el análisis estadístico de los datos obtenidos, se utilizaron promedios máximos y mínimos, pruebas univariadas (análisis de varianza) y análisis multivariado (componentes principales y análisis cluster) y se estableció el grado de relación entre las variables que se analizaron, para esto se utilizó un paquete estadístico Statgraphics centurión XVI versión 16.1.11 (Fig. 23).

CAMPO

En esta etapa se realizó un muestreo mensual durante el periodo de septiembre de 2010 a Agosto de 2011 tanto del Afluyente y Efluente del sistema (Fig 24 y 25), se determinaron *in situ* algunos parámetros físicos y químicos (Temperatura, pH, conductividad, Oxígeno Disuelto y Potencial de Óxido- Reducción) (Tabla 1) con un equipo multiparámetro YSI Profesional y OAKTON (Fig. 26).

LABORATORIO

En laboratorio se realizó la determinación de los parámetros físicos, químicos y biológicos (Tabla 2). Para la determinación de dureza, alcalinidad, cloro total y libre, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos, ortofosfatos, sólidos suspendidos, Coliformes totales y *E. Coli* se utilizó un equipo HACH DR/890 Colorimétrico (Fig. 27, 28 y 29); la DBO₅, DQO, sólidos totales, así como grasas y aceites se determinaron según la Norma Oficial Mexicana correspondiente a cada parámetro (Fig. 30 y 31).

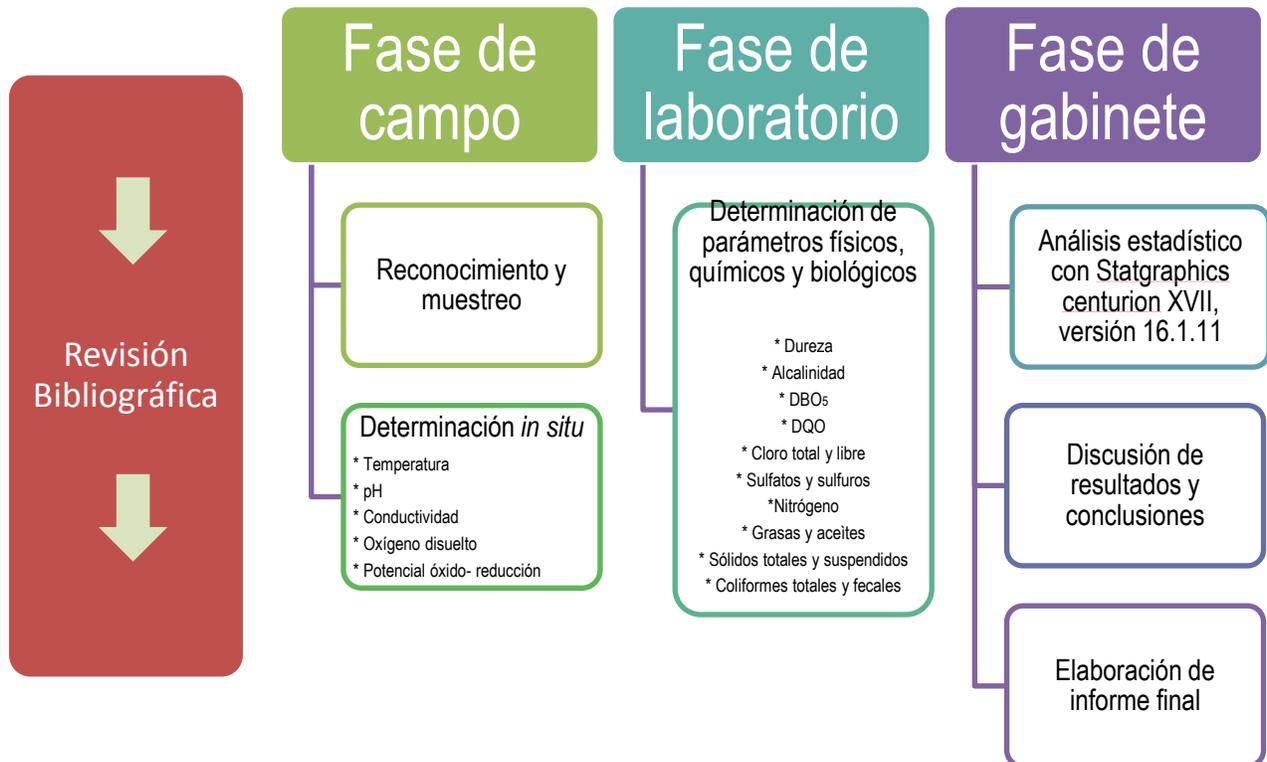


Figura 23. Descripción de las fases del proyecto.



Figura 24. Muestreo en el canal sedimentador (Afluente) del Humedal construido en Ixmiquilpan, Hidalgo.



Figura 25. Muestreo en el efluente del Humedal construido en Ixmiquilpan.



Figura 26. Equipo multiparamétrico OAKTON.



Figura 27. Equipo HACH DR/890 Colorimétrico.



Imagen 28. Determinación de ortofosfatos, nitrógeno amoniacal, sulfatos, sulfuros, nitratos y nitritos usando equipo HACH



Figura 29. Determinación de dureza y alcalinidad usando equipo HACH.



Figura 30. Determinación de sólidos totales, grasas y aceites, DBO₅ y DQO con base en las Normas Oficiales Mexicanas.

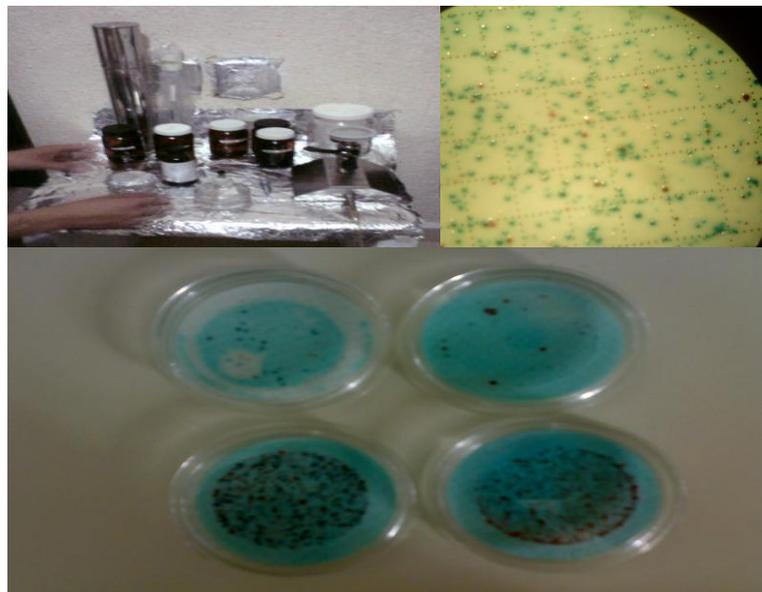


Figura 31. Determinación de coliformes totales y *E. coli* por filtración de membrana.

PARÁMETRO	TÉCNICA	EQUIPO
Temperatura		Termómetro de mercurio de -10 a 150 C
pH	Método Electrométrico	Potenciómetro Oakton
Conductividad	Método conductimétrico	Cunductímetro Oakton
Oxígeno Disuelto	Electrodo de Membrana	Profesional Series YSI
Potencial óxido-reducción	Electrodo de Membrana	Profesional Series YSI

Tabla 1. Descripción de equipo utilizado y parámetros determinados en campo en el Humedal.

PARÁMETRO	MÉTODO DE ANÁLISIS	REFERENCIA
FÍSICOS		
Sólidos Totales	Método gravimétrico (NMX-AA-034-SCFI-2001)	**
Sólidos suspendidos	Método fotométrico (HACH 8006)	**
Grasas y aceites	Método de extracción de Soxhle (NMX-AA-005-SCFI-2000)	****
QUÍMICOS		
Dureza	Método titulométrico EDTA (HACH 8213)	**
Alcalinidad	Método titulométrico Fenolftaleína como indicador (HACH 8203)	**
DQO	Método a flujo cerrado/ espectrofotométrico (NMX-AA-030-SCFI-2001)	****
Cloro total	Método DPD (HACH 10102)	*
Cloro libre	Método DPD (HACH 8167)	*
Sulfatos	Método Sulfa Ver 4 (HACH 8051)	***
Sulfuros	Método azul de metileno (HACH 8131)	***
Ortofosfatos	Método Fosfo Ver 3 (ac. Ascórbico) (HACH 8048)	*
Nitrógeno total	Método Kjeldhal (HACH 10072)	***
Nitrógeno amoniacal	Método salicilato (HACH 8155)	**
Nitrógeno orgánico	Método Kjeldhal (NMX)	****
Nitratos	Método reducción de cadmio (HACH 8039)	**
Nitritos	Método colorimétrico (HACH 8507)	**
BIOLÓGICOS		
DBO5	Método por dilución (NMX-AA-028-SCFI-2001)	****
Coliformes totales		***
Coliformes Fecales	Método por filtración de membrana (HACH Caldo m-ColiBlue24)	

* USEPA for wastewater and Standard Method, ** USEPA for wastewater, *** Standard Methods for the Examination of water and wastewater, **** Normas Oficiales Mexicanas.

Tabla 2. Técnicas usadas en laboratorio para la determinación de los diferentes parámetros químicos y biológicos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El uso de Humedales Construidos ha sido más frecuente en muchos países, por lo que es necesario su estudio para encontrar las óptimas características químicas y de diseño con el fin de maximizar su eficacia en la depuración de las aguas residuales. Las principales características que afectan a la eficiencia de CWs son el tiempo de retención hidráulica y la temperatura. En el humedal construido en Ixmiquilpan Hidalgo durante el período de evaluación determinamos una temperatura en el afluente que varió desde los 13.4 hasta los 24°C, con un promedio de 19.2 °C y de variaciones en el efluente que oscilaron entre los 10.6 y los 23°C con un promedio de 17.4°C (Tabla 3). Las temperaturas más bajas se registraron entre noviembre y febrero (Fig. 32). Esto se debe a que la mayoría de las muestras fueron determinadas en un periodo de otoño invierno, el cual se refleja en un descenso térmico ambiental, interviniendo seriamente en muchos procesos biológicos. En un diagrama de cajas se observa que la distribución de los datos es asimétrica negativa tanto en el afluente como el efluente (Fig. 33), los datos se concentran más por debajo de la mediana, pero en el efluente son más dispersos. Estadísticamente el análisis de correlación de Pearson muestra que la temperatura solo se correlaciona con la conductividad, la dureza, los sulfatos nitrógeno total, amoniacal y orgánico, así como los sólidos suspendidos) (Tabla 4) (Christos S, 2007; Delgadillo, 2010; Prathumratana et al., 2008).

Parámetros		Media	Mediana	Mínimo	Máximo
Temperatura (°C)	Afluente	19.2	21.1	13.4	24
	Efluente	17.4	20.2	10.6	23
pH	Afluente	7.9	8	7.6	8.5
	Efluente	8.1	8.1	7.7	8.4
Conductividad mS/cm	Afluente	1.6	1.6	1.2	2.08
	Efluente	1.5	1.6	1	2.06
O.D. (mg/L)	Afluente	6.7	6.3	5.1	8.35
	Efluente	5.2	4.9	3.2	7.7
POR (mV)	Afluente	333.9	308.4	217.6	424.4
	Efluente	239.6	233.1	162	314.1

Tabla 3. Medidas de tendencia central (media aritmética y mediana) y valores máximos y mínimos obtenidos en el humedal de Ixmiquilpan, Hidalgo.

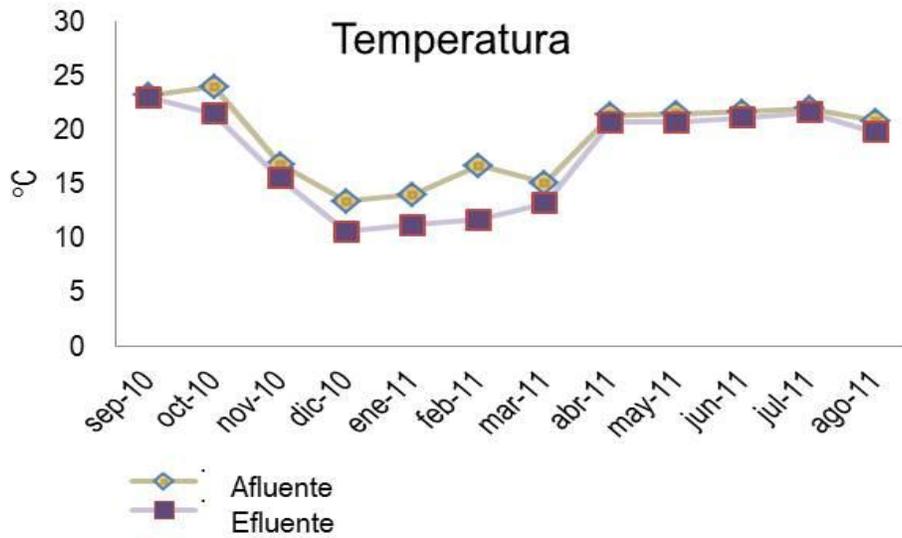


Figura 32. Comportamiento de la temperatura a lo largo del periodo de evaluación.

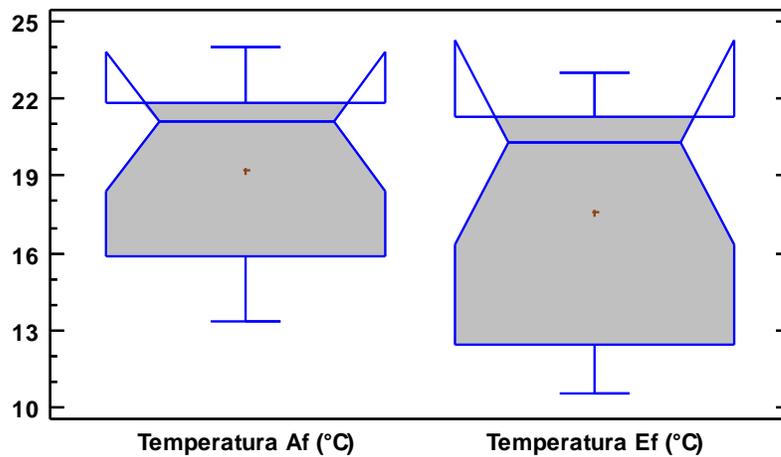


Figura 33 Diagrama de caja de la temperatura en el Humedal de Ixmiquilpan.

VARIABLES		CCP	VARIABLES		CCP
Temperatura Af	Temperatura Ef	0.9709	DQO Ef	Cloro L Af	-0.6897
Temperatura Af	Conductividad Af	0.1778	DQO Ef	N. Orgánico Ef	0.5816
Temperatura Af	Conductividad Ef	0.815	DQO Ef	Nitratos Af	-0.8482
Temperatura Af	Sulfatos Af	-0.7236	DQO Ef	Nitratos Ef	-0.827
Temperatura Af	Nitrógeno T Af	0.7084	DQO Ef	Sólidos T Ef	0.5826
Temperatura Af	N. Amoniacal Af	0.7655	Dureza Af	Dureza Ef	0.6337
Temperatura Ef	Conductividad Af	0.7483	Dureza Ef	DQO Ef	-0.6828
Temperatura Ef	Conductividad Af	0.7839	Dureza Ef	Cloro L Af	0.7025
Temperatura Ef	Dureza Af	-0.6074	Dureza Ef	S. Suspendidos Ef	0.6272
Temperatura Ef	Sulfatos Af	-0.6946	Alcalinidad Af	Alcalinidad Ef	0.7897
Temperatura Ef	Nitrógeno T Af	0.8231	Alcalinidad Af	Sulfatos Ef	0.7628
Temperatura Ef	Nitrógeno T Ef	0.5908	Alcalinidad Af	Sólidos T Ef	0.612
Temperatura Ef	N. Amoniacal Af	-0.6309	Alcalinidad Af	S. Suspendidos Ef	0.7191
Temperatura Ef	N. Orgánico Af	0.8724	Cloro T Af	Cloro T Ef	0.6777
Temperatura Ef	N. Orgánico Ef	0.6291	Cloro T Af	Nitritos Af	0.5899
Temperatura Ef	S. Suspendidos Af	-0.5785	Cloro T Ef	E. Coli Ef	-0.7301
pH Af	pH Ef	0.8782	Sulfatos Af	Sulfatos Ef	0.7773
pH Af	POR Af	-0.7514	Sulfuros Af	Sulfuros Ef	0.7655
pH Af	POR Ef	-0.7145	Sulfuros Af	Sólidos T Af	0.6544
pH Af	G y A Ef	0.7745	Nitrógeno T Af	Nitrógeno T Ef	0.804
pH Ef	POR Af	-0.7242	Nitrógeno T Af	N. Orgánico Af	0.9925
pH Ef	POR Ef	-0.8617	Nitrógeno T Af	N. Orgánico Ef	0.7859
Conductividad Af	Conductividad Ef	0.8743	Nitrógeno T Ef	N. Amoniacal Af	-0.6727
Conductividad Af	Nitrógeno T Af	0.746	Nitrógeno T Ef	N. Orgánico Af	0.7859
Conductividad Af	Nitrógeno T Ef	0.5999	Nitrógeno T Ef	N. Orgánico Ef	0.9901
Conductividad Af	N. Orgánico Af	0.7777	Nitrógeno T Ef	E. Coli Ef	0.7553
Conductividad Af	N. Orgánico Ef	0.6282	N. Amoniacal Af	N. Amoniacal Ef	0.6587
Conductividad Ef	Sulfatos Af	-0.6403	N. Amoniacal Af	N. Orgánico Ef	-0.7479
Conductividad Ef	Nitrógeno T Af	0.6841	N. Amoniacal Af	Nitratos Af	0.6233
Conductividad Ef	N. Orgánico af	0.7054	N. Amoniacal Af	Nitratos Ef	0.656
Conductividad Ef	S. Suspendidos Af	-0.7266	N. Amoniacal Af	Nitritos Af	0.6226
O.D. Af	Dureza Af	0.6042	N. Amoniacal Ef	Nitratos Af	0.7274
o.D. Ef	Sulfatos Ef	-0.6068	N. Amoniacal Ef	Nitratos Ef	0.7401
o.D. Ef	Nitrógeno T Ef	0.6177	N. Amoniacal Ef	Nitritos Af	0.6912
o.D. Ef	N. Amoniacal Af	-0.6902	N. Amoniacal Ef	Sólidos T Ef	-0.6847
o.D. Ef	N. Orgánico Ef	0.6223	N. Orgánico Af	N. Orgánico Ef	0.7842
POR Af	POR Ef	0.7323	N. Orgánico Af	E. Coli Ef	0.7
DBO Af	DBO Ef	0.7873	Nitratos Af	Nitratos Ef	0.9556
DBO Af	Nitrógeno T Af	0.6654	Nitratos Af	Sólidos T Ef	-0.7944
DBO Af	Nitrógeno T Ef	0.7373	Nitratos Ef	Sólidos T Ef	-0.7497
DBO Af	N. Orgánico Ef	0.6667	Nitritos Ef	Ortofosfatos Af	0.6748
DBO Af	E. Coli Af	0.7557	Nitritos Ef	Ortofosfatos Ef	0.6139
DBO Af	E. Coli Ef	0.7229	Nitritos Ef	G y A Af	0.7995
DBO Ef	Alcalinidad Af	-0.615	Nitritos Ef	G y A Ef	0.5803
DBO Ef	Sulfatos Ef	-0.7394	Ortofosfatos Af	Ortofosfatos Ef	0.578
DBO Ef	Nitrógeno T Af	0.7335	Ortofosfatos Ef	Sólidos T Af	0.785
DBO Ef	Nitrógeno T Ef	0.6079	Ortofosfatos Ef	Sólidos T Ef	0.6484
DQO Af	DQO Ef	0.917	Ortofosfatos Ef	Coliformes T Af	-0.6726
DQO Af	Nitrógeno T Ef	0.6314	Ortofosfatos Ef	Coliformes T Ef	-0.6418
DQO Af	N. Orgánico Af	0.596	G y A Af	G y A Ef	0.8077
DQO Af	N. Orgánico Ef	0.6851	Sólidos T Af	Sólidos T Ef	0.8146
DQO Af	Nitratos Af	-0.7974	Coliformes T Af	Coliformes T Ef	0.8677
DQO Af	Nitratos Ef	-0.8513	E. Coli Af	E. Coli Ef	0.8319

Tabla 4. Esta tabla muestra correlaciones de Pearson, cada par de variables registró valores de P-valores por debajo de 0.05

CCP: Coeficiente de correlación de Pearson.

El pH presentó variaciones que oscilan en promedio entre 7.9 y 8.1. En el afluente del sistema los valores mínimos de pH son de 7.6 y los máximos de 8.5. Respecto al efluente el pH varió entre 7.7 y 8.4 (Tabla 3). A pesar de dichas fluctuaciones a lo largo de los meses, se considera que el sistema de amortiguamiento es ligeramente básico, predominando los bicarbonatos, lo cual según Delgadillo en 2010 considera favorable para la vida de especies acuáticas (6.5 y 8.5). El pH aumentó ligeramente al final del sistema a consecuencia de los lavados realizados en el depósito del efluente con óxido de calcio (CaO) mejor conocido como cal, lo que evita la caída del pH dentro del sistema (*Cajigas y et al., 2005*).

Con respecto a la conductividad, el sistema mantuvo valores promedio entre 1.6 y 1.5 mS/cm en el afluente y efluente del sistema respectivamente, observando un ligero descenso entre afluente y efluente, probablemente a la disminución de sólidos disueltos inorgánicos (*Delgadillo 2010*).

En cuanto al potencial de óxido reducción (POR) se registró un promedio en el afluente de 333.9 mV y de 239.6mV en el efluente, aunque disminuyen los procesos oxidativos, de las concentraciones en el sistema favoreciendo de esta manera la reactividad, solubilidad y movilidad cíclica de los elementos esenciales (ej. Fe, S, N, C, P), importantes en los sistemas biológicos para la nutrición de microorganismos (*McMahon y chapelle, 2008*).

El oxígeno que contiene el agua se conoce como oxígeno disuelto y proviene de muchas fuentes siendo la principal el oxígeno que se absorbe desde la atmósfera. Por lo general el POR se ve afectado por la concentración de oxígeno disuelto (O.D.), en este sentido las concentraciones de O.D. en el afluente oscilan alrededor de 6.7mg/L; y en 5.2mg/L en el efluente, apreciándose siempre una disminución en la salida del sistema; se considera que la mayor concentración en el afluente se debe a la oxigenación propiciada por la entrada del agua al sistema mediante una manguera, favoreciendo la presencia de muchos compuestos químicos presentes en el agua (Fig. 34), esto se observa claramente en el diagrama de cajas (Fig. 35) donde las medidas de tendencia central resultan ser diferentes del afluente a las del efluente. En los dos casos la distribución que presentan es asimétrica positiva, pero en el afluente la dispersión de datos es muy escasa y los valores máximos y mínimos no están muy alejados de la tendencia. En una tabla de dispersión se observa claramente una correlación lineal en el efluente con el nitrógeno total, nitrógeno orgánico y sulfatos. (Fig. 36) (*Delgadillo, 2010*).

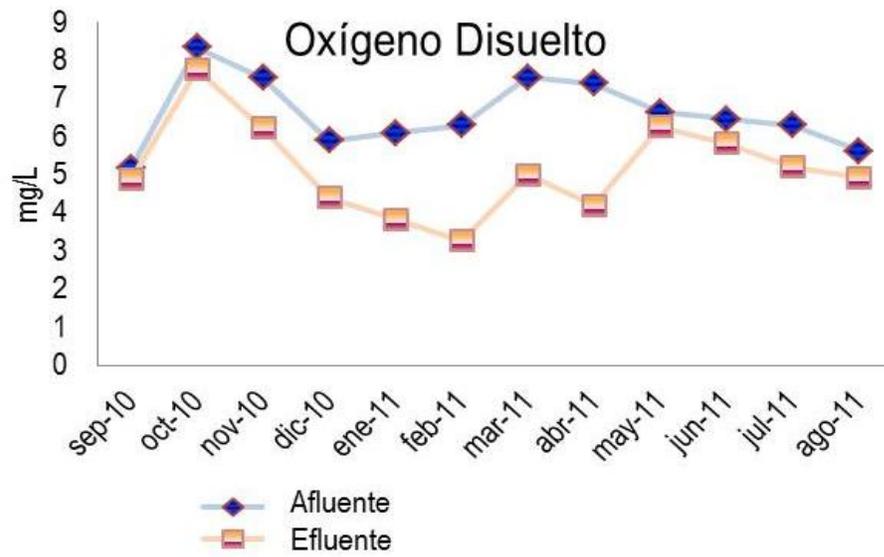


Figura 34. Comportamiento del oxígeno disuelto a lo largo del periodo de evaluación en el humedal de Ixmiquilpan.

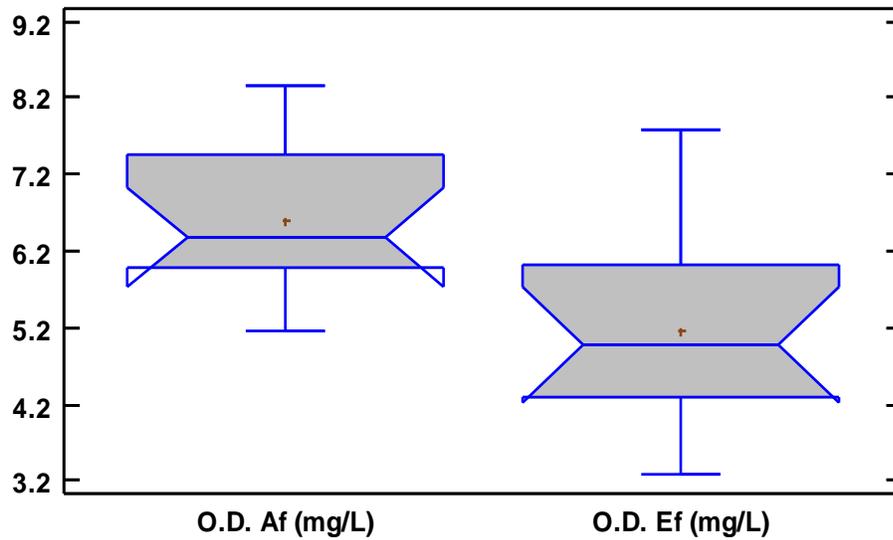


Figura 35 Diagrama de caja del oxígeno disuelto en el Humedal de Ixmiquilpan.

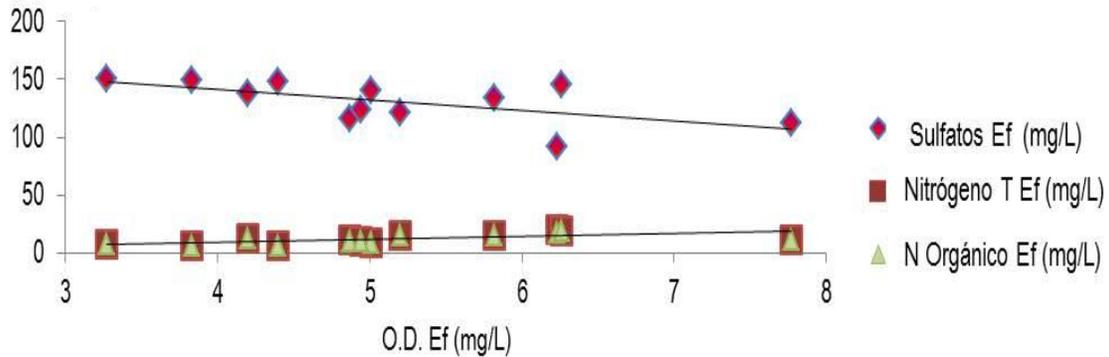


Figura 36. Dispersión lineal que refleja una correlación entre variables del afluente. Oxígeno disuelto como variable independiente y sulfatos, nitrógeno total y orgánico como variables dependientes.

La dureza del agua del sistema presentó un promedio en el afluente de 91.4mg/L, con una ligera disminución en promedio de 84.8 mg/L en el efluente, en virtud de estos valores podemos considerarla como agua blanda y no presenta un problema para uso doméstico o de tipo industrial. El valor más bajo de dureza se presentó en el periodo primavera-verano 80mg/L (Tabla 5), ésta disminución se debe al aumento de la temperatura que junto con la presencia de hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), tienden a precipitar el calcio y el magnesio en forma de carbonato de calcio e hidróxido de magnesio respectivamente y así el sólido precipitado se sedimenta (Soto, 2009).

En el humedal de Ixmiquilpan la alcalinidad se mantuvo en el efluente por arriba de los 500mg/L, lo cual refleja la presencia de sustancias hidrolizables, además de metales alcalinotérreos que ayudan a la capacidad del sistema de oponerse a las modificaciones que puedan generar disminuciones de pH, manteniendo así las condiciones para el desarrollo de la vida acuática. La NOM-SEMARNAT-001-1996 no fija un valor límite para éste parámetro.

PARÁMETROS	Media	Mediana	Mínimo	Máximo	% Remoción
Dureza (mg/L)	91.4	96.5	39	106	-
	84.8	91.5	38	108	
Alcalinidad (mg/L)	509	511	492	528	-
	508	515	492	528	
Cloro Total (mg/L)	0.08	0.05	0.03	0.2	-
	0.05	0.03	0	0.2	
Cloro Libre (mg/L)	0.1	0.1	0	0.2	-
	0	0	0	0.1	
Sulfatos (mg/L)	143	143	116	180	9.5
	131	136	92	150	
Sulfuros (mg/L)	0	0	0	0.1	71.4
	0	0	0	0	
Nitrógeno Total (mg/L)	16	18	8	24	27
	12	11	6	20	
Nitrógeno Orgánico (mg/L)	0.7	0.6	0.2	1.2	76.7
	0.2	0	0	1.2	
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	15	17	7	23	25.2
	11	11	5.6	19	
Nitratos (mg/L)	8.2	8.2	2.9	15	22.8
	6.5	5.8	1	13	
Nitritos (mg/L)	1.6	1.3	0.5	2.7	72.6
	0.3	0.4	0	0.9	
Ortofosfatos (mg/L)	2.4	2.7	1.2	3	21.4
	1.8	2.1	1	2.4	
DBO (mg/L)	41	44	1	97	40.3
	26	21	6.3	48	
DQO (mg/L)	120	128	50	212	27.1
	89	90	24	176	
Sólidos Totales (mg/L)	1.5	1.3	0.1	5.1	26.8
	0.9	1.2	0.1	1.3	
Sólidos Suspendidos (mg/L)	33	36	23	41	77.7
	7.8	7.1	4	13	
Grasas y Aceites (mg/L)	23	23	12	41	20.5
	17	19	11	33	
Coliformes Totales (UFC 100 (10ml))	592	660	232	1130	79
	38	130	10	93	
E. Coli (UFC 100 (10ml))	558	550	223	1100	70.5
	45	130	9	100	

Tabla 5. Valores de medidas de tendencia central (media aritmética y mediana), valores máximos y mínimos y porcentajes de remoción obtenidos en el humedal de Ixmiquilpan.

(-) No se evaluó

El cloro es el desinfectante para agua más usado; el conjunto del cloro combinado y cloro libre da como resultado el cloro total. Mientras que el cloro libre tiene un potencial desinfectante superior, el cloro combinado tiene una mayor estabilidad y una menor volatilidad. La importancia de evaluar éstos elementos radica en que, si bien contribuyen a la eliminación de bacterias coliformes, también afectan al resto de los microorganismos que llevan a cabo procesos de remoción de materia orgánica. En este humedal el cloro Total en el afluente osciló en concentraciones promedio de 0.08mg/L, mientras que en el efluente se registraron valores en promedio de 0.05mg/L., la caja de distribución muestra que los datos nos son muy variables en el afluente, pero se concentran más en la parte superior de la distribución, la mediana es ligeramente menor que la media; en el caso del efluente la distribución es casi simétrica, pero con datos un poco más variables sin embargo las medidas de tendencia central no se cruzan (Fig. 37), por lo que de los átomos de cloro que entraron en el sistema, muy pocos llagan a reaccionar con el nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y materia orgánica para formar metilaminas, cloramidas y compuestos organoclorados volátiles respectivamente debido a que en el sistema no se alcanzaron las condiciones óptimas para la formación de dichos compuestos, además de que las cantidades del cloro que entran al sistema son muy bajas. Por otro lado, los valores de cloro libre fluctuaron entre los 0.03 y 0.09mg/L en el afluente y de 0.01mg/L a 0.06mg/L. En general el cloro se encuentra en concentraciones muy bajas, por lo que su intervención en la remoción de bacterias Coliformes se considera casi nula.

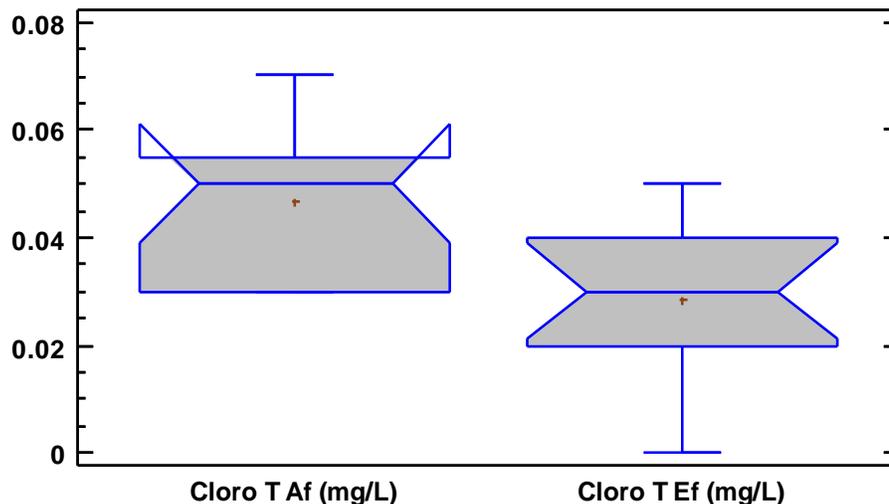


Figura 37. Diagrama de caja del cloro total del humedal construido.

En el humedal de Ixmiquilpan se considera que la acumulación de ortofosfatos en el sedimento es el principal mecanismo de disminución de este, en este sentido el índice de correlación entre los ortofosfatos y los sólidos totales en el afluente resulta negativa (Fig. 38), pues al incrementar los sólidos totales los ortofosfatos tienden a disminuir y viceversa, esto se debe a que la sorción del fósforo en las arcillas implica tanto la unión química de los fosfatos cargados negativamente en la arcilla con carga positiva y la sustitución de los fosfatos de silicatos en la matriz de la arcilla. Por tal motivo el porcentaje de remoción de ortofosfatos se ve limitado en un 21.4% (Fig. 39) en comparación con otros autores la eficiencia resulta ligeramente baja, Vymazal y Kröpfelová en 2008 presentaron una eficiencia del 40% en un humedal construido de flujo subsuperficial, mientras que Ye y Li en 2009 obtuvieron una eficiencia del 64% en un humedal, pero el agua fue tratada con un tanque séptico antes de entrar al sistema, lo cual claramente benefició la eficiencia en la retención del fósforo. (Tabla 6).

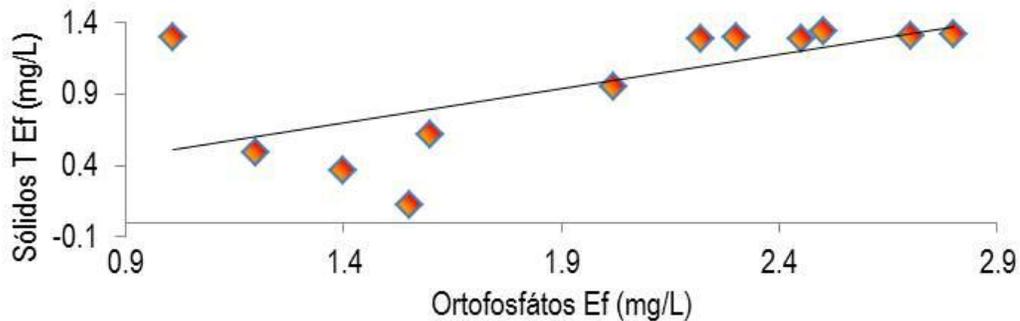


Figura 38. Dispersión lineal de los sólidos totales del efluente con los ortofostafos del efluente del humedal de Ixmiquilpan

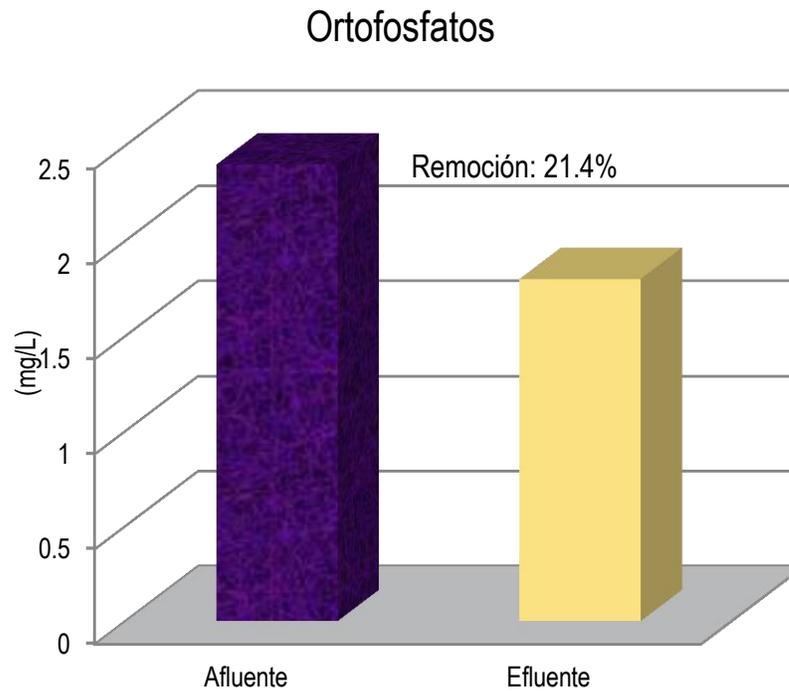


Figura 39. Concentración de ortofosfatos y su variación entre el afluente y efluente del sistema.

	Sistema	Eficiencia (%)					
		DBO5	DQO	SST	NT	NA	PT
Verhoeven, 1999	Infiltración	91	85	-	-	-	-
Gerke et al., 2001	FWS CW	87	-	93	63	-	-
Poach et al., 2004	FWS CW	-	41 ± 7	43 ± 7	44 ± 6	-	22 ± 7
Vymazal and Kröpfelová, 2008	HF CW	60.7	63.2	68.1	39.4	21.1	40.9
Kadlec and Wallace, 2008	HF CW	-	-	-	33	30	-
Vymazal and Kröpfelová, 2009	HF CW	73.4	62.7	-	-	-	-
Yalcuk and Ugurlu, 2009	CW	-	60.9	-	-	49	61
Ye and Li, 2009	Hibrido	-	84.6	88.5	82.8	83.1	64.1

Tabla 6. Eficiencia de la asimilación de algunas variables reportadas por algunos autores.

FWS CW: Humedal construido de agua libre superficial.

HF CW: Humedal construido de flujo horizontal subsuperficial.

SST: Sólidos suspendidos totales.

NT: Nitrógeno total.

NA: Nitrógeno amoniacal.

PT: Fósforo total.

Lo que respecta a la distribución de los datos, tanto en el afluente como en el efluente se observa una distribución asimétrica negativa, pero en el afluente a diferencia del efluente la dispersión de los datos es muy reducida, y los valores mínimos y máximos no están muy alejados de la tendencia, se observa también la presencia de valores atípicos en el afluente (Figura 40) En promedio los valores presentados son ligeramente elevados de 2.4 mg/L y 1.8mg/L en el afluente y efluente del sistema respectivamente, en comparación con los estándares de efluentes para aguas residuales presentados por la EPA que considera como máximo 1mg/L de fósforo. Otra forma de retención de ortofosfatos en el sistema puede atribuirse a las partículas de ortofosfatos pueden ser atrapadas en la biopelícula. De igual manera los valores de pH que se mantienen en el sistema pueden contribuir a la precipitación de éste en forma de fosfato de calcio. La baja remoción de los ortofosfatos puede deberse a la desorción del fosfato de los complejos metálicos que va a depender directamente del potencial de óxido reducción (POR) del sedimento (EPA, 2000; Dunne et al., 2005).

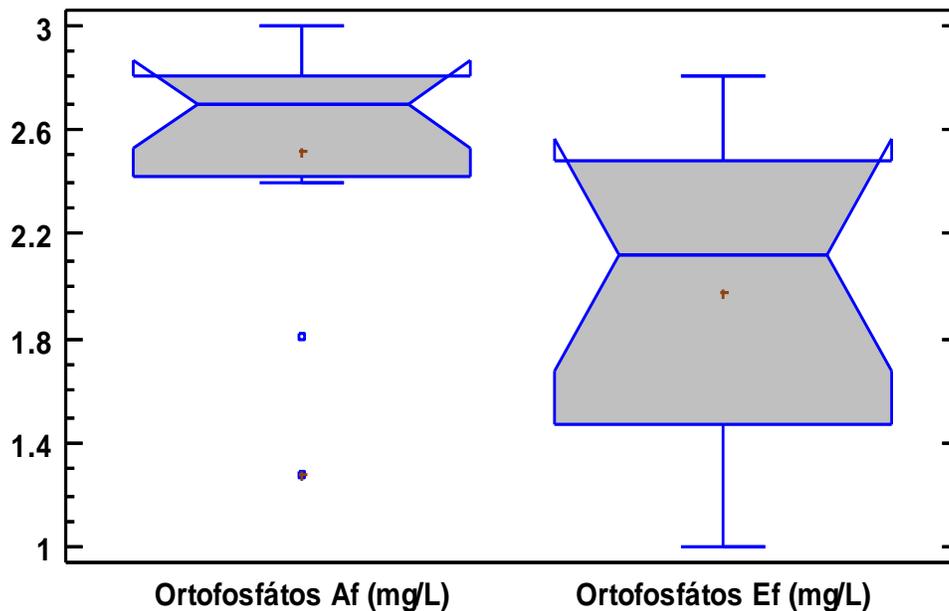


Figura 40. Diagrama de caja de ortofosfatos del humedal de Ixmiquilpan.

El sulfuro se encuentra en el ambiente como resultado de procesos naturales e industriales. En el Humedal de Ixmiquilpan los valores en promedio oscilaron entre 0.02mg/L en el afluente y 0.007mg/L en el efluente, estimándose un porcentaje de remoción del 71.4% (Fig. 41), su remoción se atribuye principalmente a que el sistema presenta condiciones oxidativas que permiten la transformación de sulfuros a sulfatos, por tal motivo la remoción de sulfatos en el sistema es baja (9.5%) (Fig. 42). Sin embargo, la concentración de sulfatos es muy baja según la NOM-127-SSA1-1994, que establece 400 mg/L de sulfatos como límite permisible de calidad para salud ambiental, agua para uso y consumo humano.

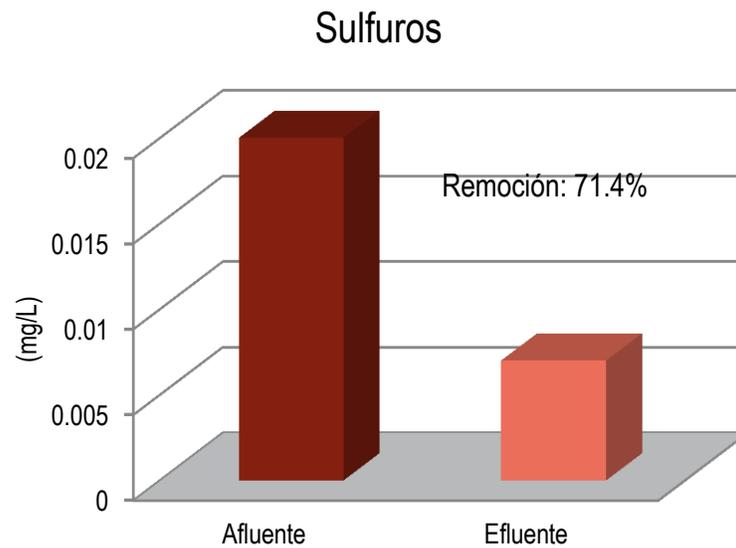


Figura 41. Concentración promedio y variación de sulfuros entre el afluente y efluente del humedal.



Figura 42. Concentración promedio y variación de sulfatos entre el afluente y efluente del humedal.

La NOM 001 establece como límite máximo permisible en la descarga de agua residual un promedio mensual de 40mg/L de nitrógeno total. Las aguas que trata este humedal que provienen del canal Xotho, presentan una concentración promedio de 16.3 mg/L de Nitrógeno total en el afluente y de 11.7 en el efluente (Tabla 7) esto a pesar de que el agua proviene del drenaje profundo de la Ciudad de México, en ese sentido podemos establecer que las concentraciones de nitrógeno total no son muy elevadas. Lo cual lo podemos atribuir a procesos de autodepuración y a la sedimentación que se lleva a cabo durante el recorrido desde los sitios de descarga hasta la llegada al humedal. La distribución de datos es muy dispersa, se aprecia claramente en los diagramas de caja tanto del afluente como del efluente (Fig. 43) En relación al porcentaje de remoción de este elemento, resulta bajo al presentar un porcentaje del 27% (Fig. 44) en comparación con otros autores que reportan desde un 48.9% (Mayo y Bigambo, 2005) hasta una eficiencia de 82.8% (Ye y Li, 2009) (Tabla 6) que puede deberse a que la asimilación del nitrógeno en las plantas resultó deficiente, esto a pesar de la correlación observada con la temperatura (Fig. 45) (EPA, 2000; Morillo et al., 2010; Vitousek et al., 1997; Ye, 2005).

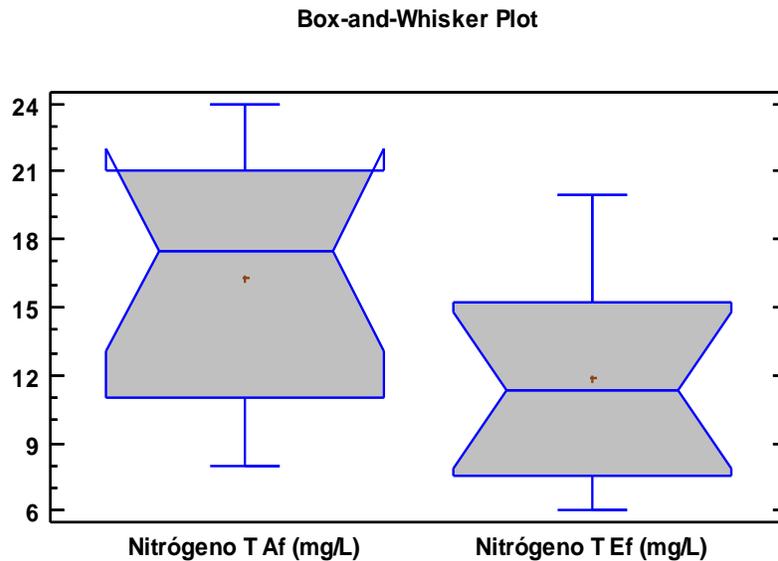


Figura 43. Diagrama de caja del nitrógeno total humedal de Ixmiquilpan.

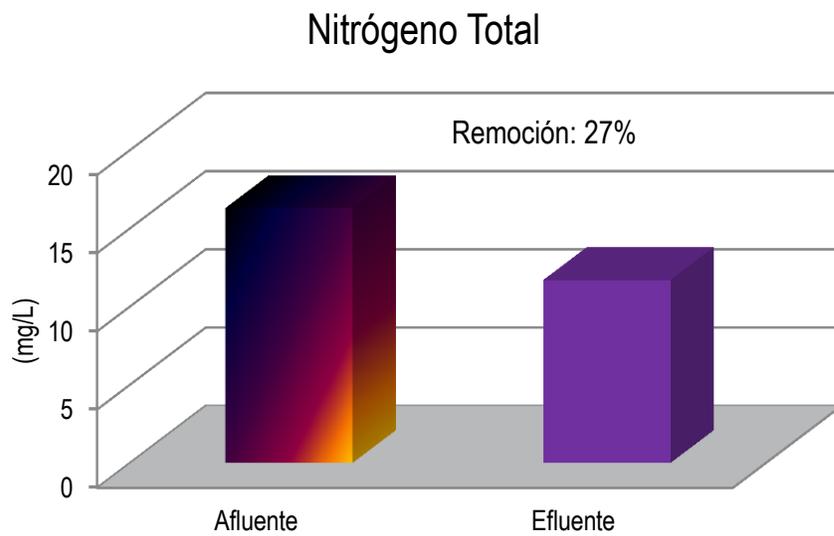


Figura 44. Concentración promedio, variación y porcentaje de remoción de nitrógeno total.

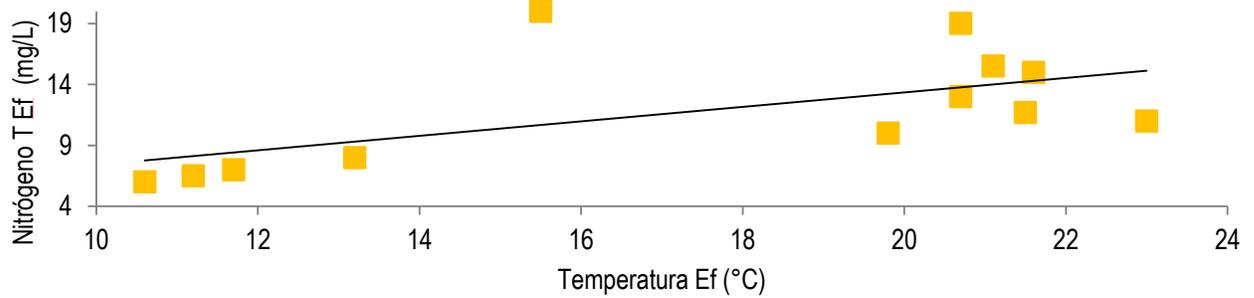


Figura 45. Dispersión lineal que refleja una correlación lineal entre la temperatura y el

En cuanto al nitrógeno amoniacal este presentó una eficiente remoción dentro del sistema con un porcentaje de 76.7% (Fig. 46) con valores en el afluente que iban de 0.22 a 1.2mg/L y de 0 a 1.16mg/L en el efluente. Las concentraciones más altas registradas fueron en los meses de diciembre y enero debido a la quema de casi todas las macrofitas a causa de las heladas que se presentaron en estos meses, a pesar de ello en ningún muestreo se observa que se rebase el estándar permitido por la EPA de 1.5mg/L de efluente.

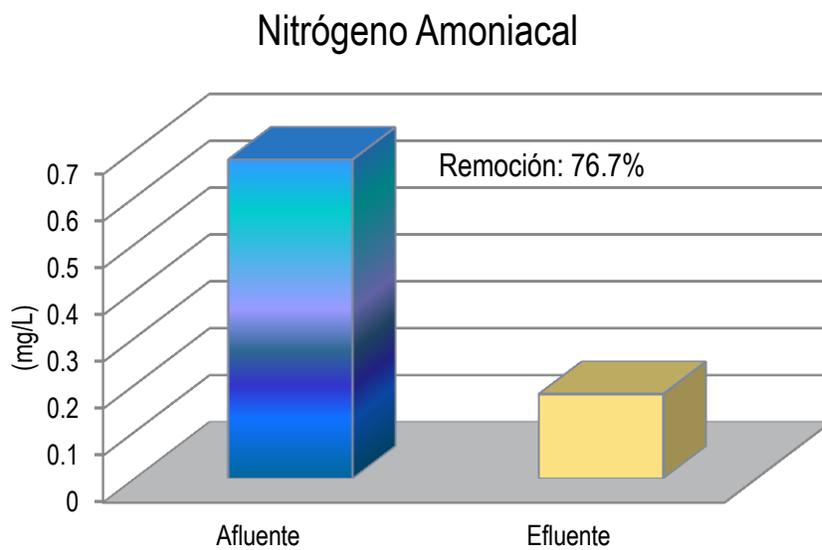


Figura 46. Concentración promedio, variación y porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal.

La eficiencia de ésta variable resulta favorable en comparación con lo que presenta Kadlec and Wallace en 2008 con un humedal de flujo subsuperficial, donde obtuvieron una eficiencia de 30%, mientras que Yalcuk and Ugurlu en 2009 obtuvieron una eficiencia de 49%, así mismo otros autores como Ye y Li (2009) obtuvieron una elevada eficiencia de 83.1% con un híbrido que sin duda mejoró la asimilación del nitrógeno amoniacal en el sistema. En el caso de Ixmiquilpan, la remoción se puede atribuir principalmente a la inmovilización del amonio por el intercambio iónico en los sedimentos que se observa claramente en una tabla de correlación lineal (Fig. 47) y a la volatilización como amoniaco gaseoso, sin dejar a un lado que las condiciones pudieron ser favorables (a excepción de los meses de enero y diciembre) (Fig. 48) para que se llevaran a cabo procesos de nitrificación por microorganismos, así como procesos de absorción por las pocas plantas a través de su sistema de raíces. Respecto a la distribución de datos que se observa con el nitrógeno amoniacal, es muy dispersa, pero en el efluente se aprecian claramente dos valores atípicos (outliers) (Fig. 49) (Delgadillo, 2010; EPA 2000).

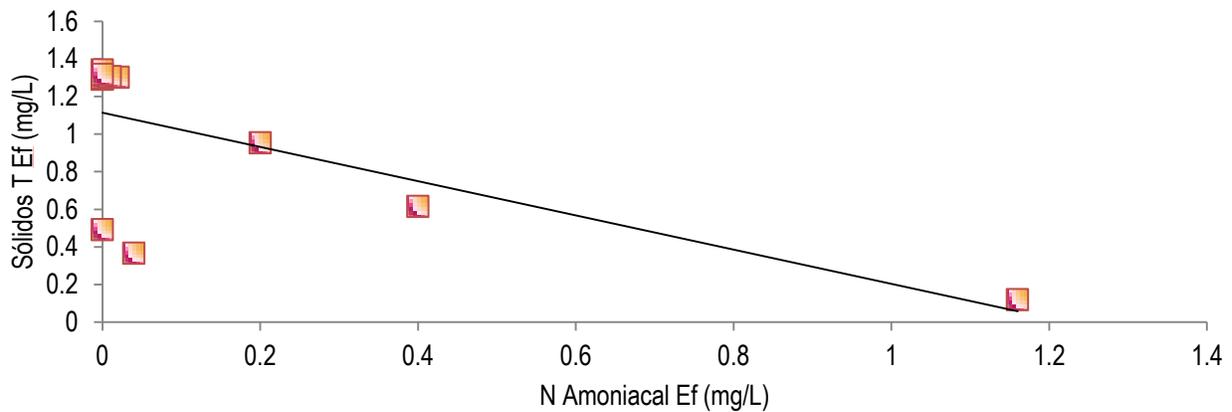


Figura 47. Dispersión lineal que refleja una correlación entre nitrógeno amoniacal sólidos totales.

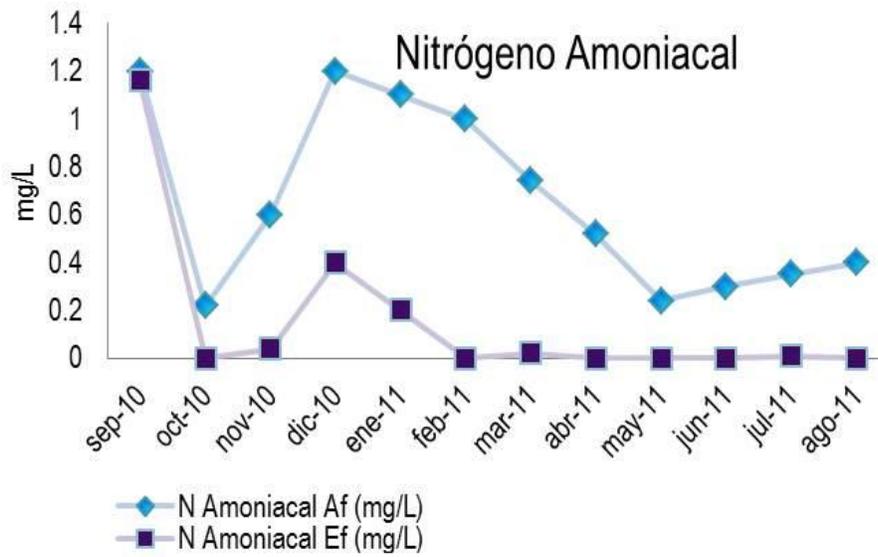


Figura 48. Comportamiento del nitrógeno amoniacal en el humedal de Ixmiquilpan.

Box-and-Whisker Plot

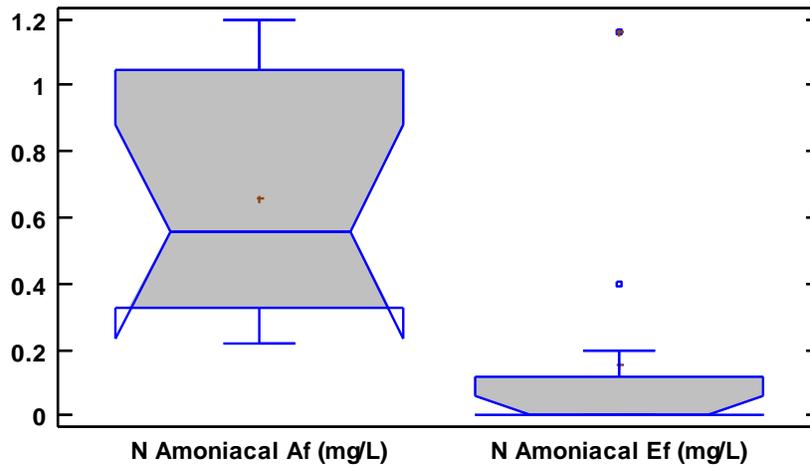


Figura 49. Diagrama de caja del nitrógeno amoniacal.

En condiciones anaerobias el nitrógeno amoniacal se puede volver a convertir en materia orgánica por microorganismos, lo que contribuye en parte al porcentaje de remoción de este compuesto y el bajo porcentaje de remoción de nitrógeno orgánico en el humedal (25.2%) (Fig. 50) En los meses de diciembre, enero y febrero se registraron los valores más bajos de nitrógeno orgánico que fueron de 7 a 8.8mg/L en el afluente y de 5.6 a 7mg/L en el efluente (Fig. 51); aunque en éstos meses se espera que el nitrógeno orgánico aumente sus niveles en el sistema debido a la baja interacción de las bacterias, dicha concentración se vio disminuida desde la entrada al sistema, lo que se debió seguramente a condiciones externas donde disminuyeron los aportes de nitrógeno orgánico al agua del río. Otra fuente de nitrógeno orgánico que entra al sistema es el nitrógeno gaseoso que al igual que el nitrógeno amoniacal puede ser convertido en nitrógeno orgánico a través de organismos específicos que contienen una enzima llamada nitrogenasa (Delgadillo, 2010; EPA 2000).

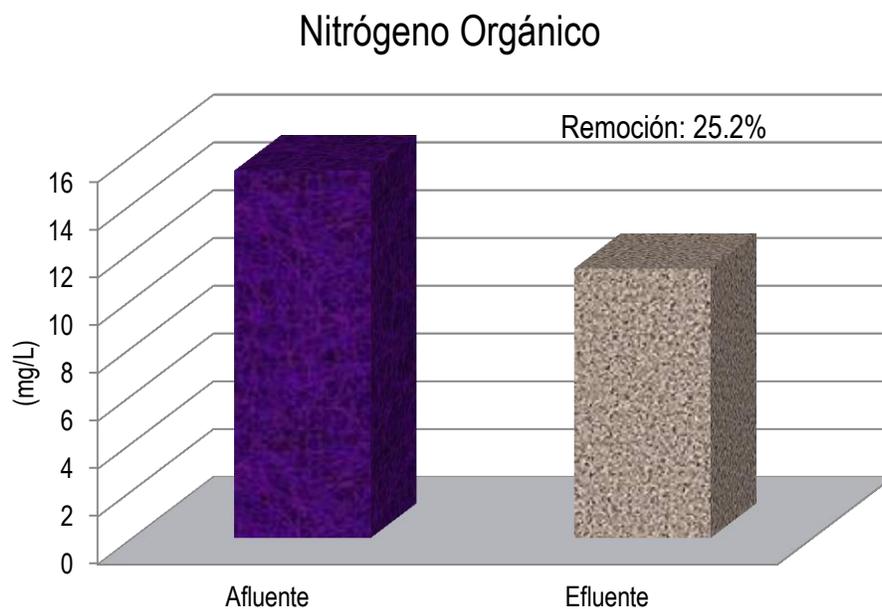


Figura 50. Concentración promedio, variación y porcentaje de remoción registrado en el Humedal de Ixmiquilpan.

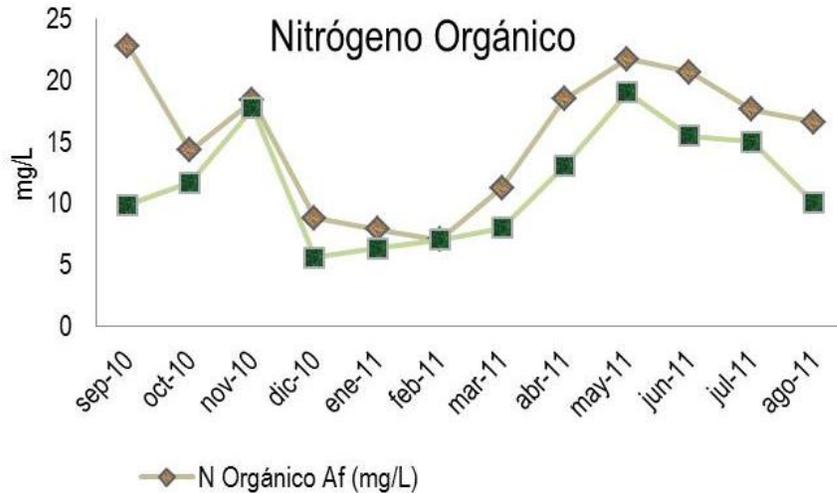


Figura 51. Comportamiento del) nitrógeno orgánico en el humedal de Ixmiquilpan.

Los nitratos no son inmovilizados por los minerales del suelo y permanecen en la columna de agua, éstos solo pueden ser absorbidos por las plantas o por la reducción de nitrato (desnitrificación) al disminuir los niveles de O.D. la mayor remoción se atribuye a procesos de desnitrificación que se llevan a cabo en la biopelícula y principalmente en los sedimentos generando N_2 y N_2O que salen del sistema hacia la atmósfera. Sin embargo esta vía de eliminación no es muy eficiente al calcular un porcentaje de remoción de 22.8% (Fig. 52). Los valores en el afluente son muy dispersos al igual que en el efluente (Fig. 53) la media aritmética obtenidas fueron de 8.2mg/L y 6.5 respectivamente, los cuales resultan ligeramente arriba de los criterios de calidad de agua para uso piscícola (EPA 2000).



Figura 52. Concentración promedio, variación y porcentaje de remoción de los nitratos entre el afluente y efluente del humedal.

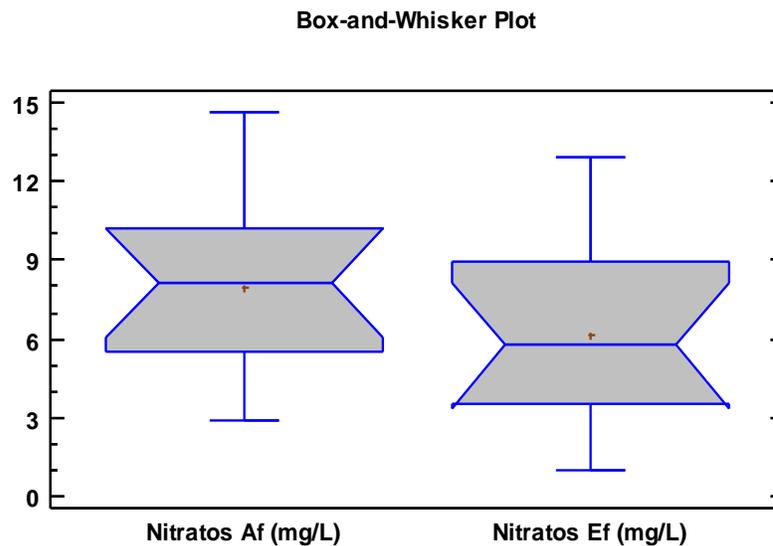


Figura 53. Diagrama de caja de nitratos del humedal.

Los nitritos son menos estables que los nitratos, son muy reactivos y pueden actuar como agentes oxidantes y reductores, por lo que sólo se encuentran en el sistema en cantidades apreciables (1.6 y 0.37mg/L en promedio en el afluente y efluente del sistema respectivamente). Esta es la causa de que los nitritos se transformen rápidamente para dar nitratos dando un porcentaje de remoción considerable de 72.6% (Fig. 54) y, de que en general los nitratos predominen en el agua. En la figura 13 se observa que su comportamiento fue muy similar al de los nitratos pues los procesos que se llevan a cabo dependen de las condiciones de oxigenación presentes. Los valores en el efluente del sistema oscilaron entre un máximo de 0.89 y un mínimo de 0.02mg/L, permaneciendo dentro de los criterios de calidad de agua para uso pecuario que establece la norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes de Ecuador, que permiten un máximo de 1mg/L de Nitritos. La distribución de los datos en el afluente resulta muy dispersa, mientras que en el efluente no hay escasa variabilidad de los datos, así mismo los valores de las medidas de tendencia central casi coinciden entre sí (Fig. 55) (Delgadillo 2010; EPA 2000).

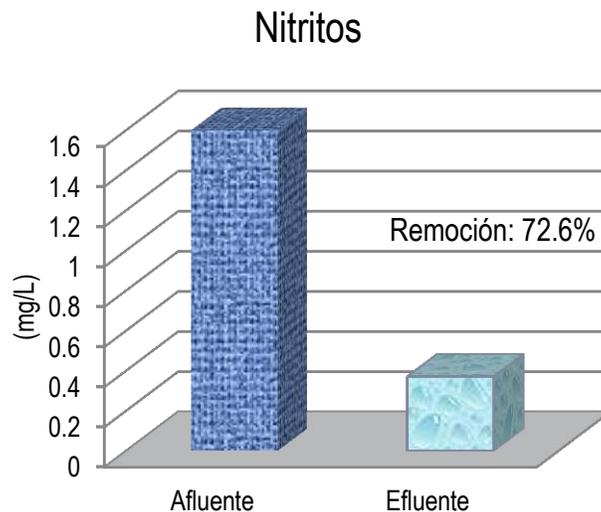


Figura 54. Concentración promedio y variación y porcentaje de remoción de nitritos

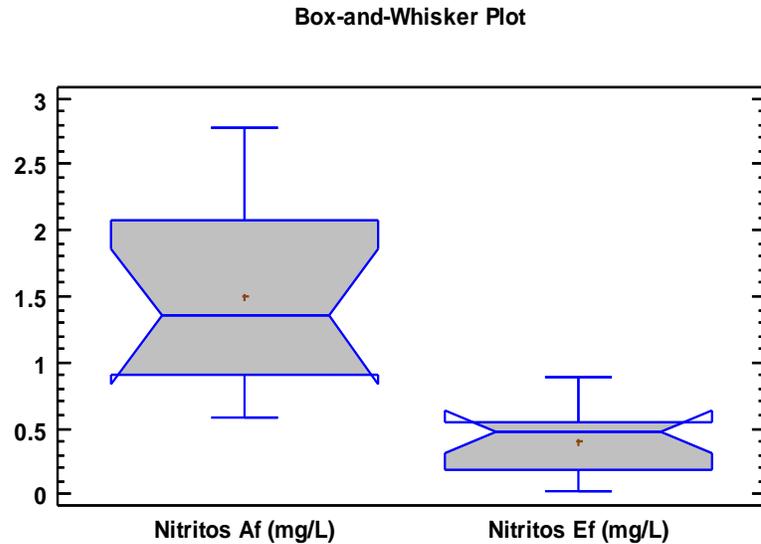


Figura 55. Diagrama de caja de nitritos.

El humedal de Ixmiquilpan presentó una remoción muy baja de grasas y aceites (20.5%) (Fig. 56) la baja remoción puede atribuirse principalmente a que grasas y aceites son de los compuestos orgánicos más estables y no son fácilmente biodegradables, tienen como característica principal la insolubilidad, además de a la baja concentración de agentes surfactantes, y aparentemente a las bajas condiciones de agitación que hacen muy probable que la materia grasa no sea altamente dispersada y por consiguiente quede atrapada en la biopelícula de las plantas o el sustrato. La baja remoción afecta los valores obtenidos en el efluente que fueron en promedio de 17.3mg/L, los cuales según la NOM-001 se encuentran por arriba de los estándares, al establecer un máximo de 15mg/L de grasas y aceites.

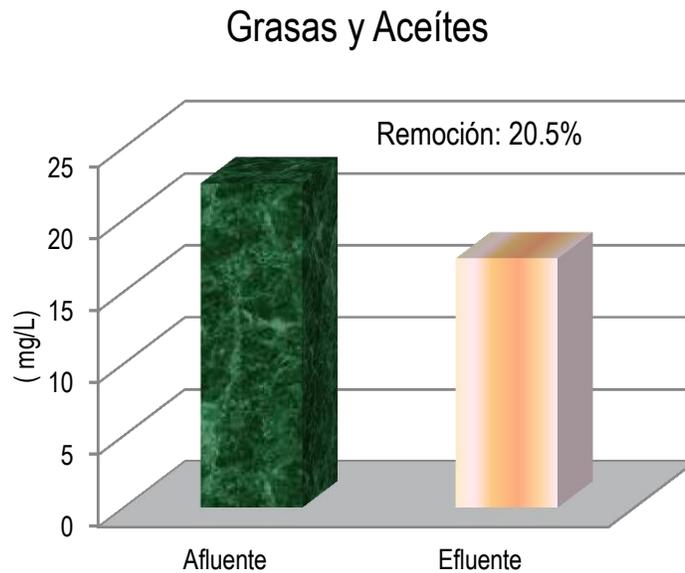


Figura 56. Variación en promedio de las grasas y aceites en el humedal de Ixmiquilpan.

Durante el periodo de evaluación los sólidos totales en el sistema fueron en aumento tanto en el afluente como en el efluente, sin embargo, a partir de febrero, en el efluente permanecieron los valores constantes (Fig. 57) los que oscilaron entre 0.13 a 5.09mg/L en el afluente y de 0.12 a 1.34mg/L (Tabla 5) en el efluente, dicha concentración en temporada de secas se atribuye principalmente a la acumulación de los sólidos, a pesar de que en el sistema prevalecen los procesos oxidativos que favorecen una oxidación biológica de las partículas que se encuentran mezcladas en fracción coloidal y permiten una sedimentación de las partículas sólidas, mientras tanto en la temporada de lluvias muchos sólidos son resuspendidos, lo que genera un registro elevado de sólidos y por lo tanto un porcentaje de remoción muy bajo (26.8%) (Fig. 58) pues dicha remoción está en función de las formas en que estos se presenten, ya sea en forma suspendida, disuelta o volátil.

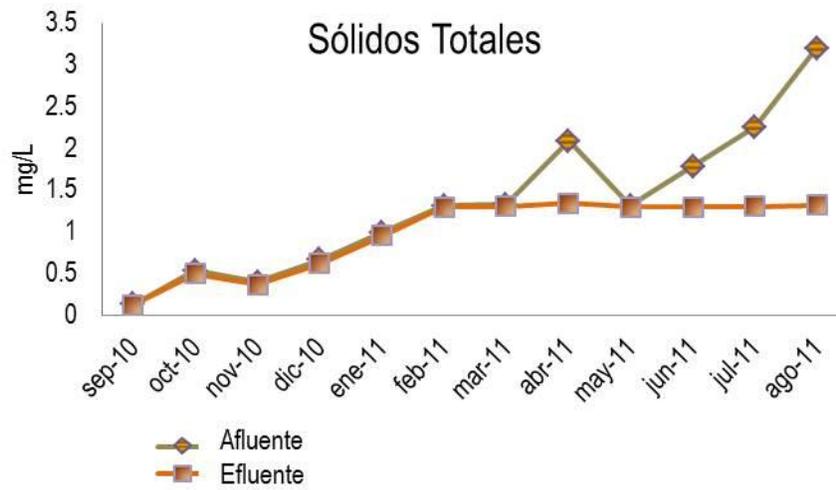


Figura 57. Comportamiento de los sólidos totales dentro del periodo de evaluación del humedal de Ixmiquilpan.

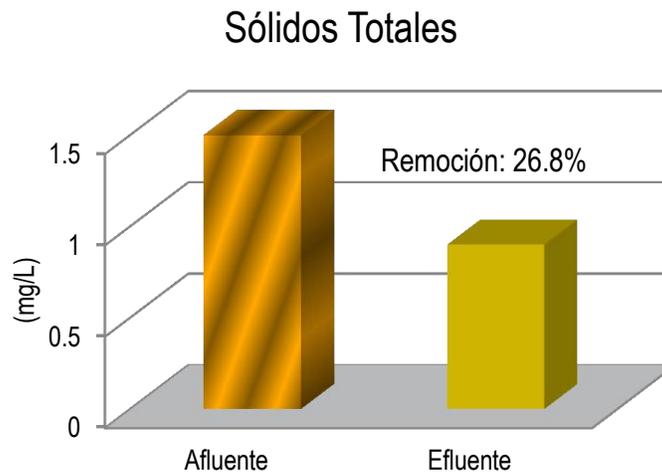


Figura 58. Variación en promedio y asimilación de sólidos totales.

Para el caso de Ixmiquilpan la remoción de sólidos suspendidos fue elevada con un 77.7% (Fig. 59) en comparación con Vymazal and Kröpfelová, (2008) registraron una eficiencia del 68.1%, mientras que Gerke en 2001 en un humedal de flujo superficial obtuvo una eficiencia del 93% (Tabla 6), un mecanismo importante para dicha remoción se le atribuye a la intercepción y adhesión de las partículas sobre las superficies de las plantas, aunque su eficiencia dependerá del tamaño de la partícula, la velocidad y características de ella. Aunque no se observa un comportamiento definido a lo largo del periodo de evaluación los datos no son muy dispersos y las medidas de tendencia no se cruzan (Fig. 60); los valores de la media fluctúan en el afluente en los 33.2mg/L y de 7.8mg/L en el efluente (Tabla 5), los cuales se encuentran muy por debajo de los límites establecidos según la NOM 001 que establece como límite máximo permisible en la descarga de agua residual para uso agrícola un promedio mensual de 75mg/L, de igual manera para la Normatividad Europea en la Directiva 91/271/CEE que establece los requisitos sobre el tratamiento de aguas residuales, registra un límite de 35mg/L de sólidos en suspensión. (Delgadillo, 2010).



Figura 59. Variación en promedio y asimilación de suspendidos.

Box-and-Whisker Plot

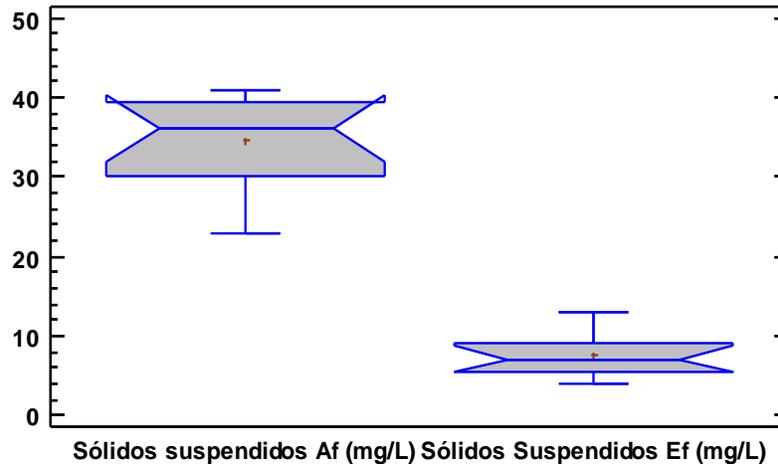


Figura 60. Diagrama de caja sólidos suspendidos en el humedal.

En el Humedal construido en Ixmiquilpan se registraron porcentajes de remoción para DBO de 40.9% (Fig. 61) y para DQO de 27.1% (Figura 62), considerando que las tasas de eliminación de material para la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) son causados por la sedimentación de sólidos en suspensión y por los procesos de descomposición rápida en las capas de agua en el suelo y la parte superior del sistema, se establece que la remoción en este sistema no resulta ser tan eficiente, ya que Vymazal and Kröpfelová en 2008 en un humedal de flujo subsuperficial reportaron una remoción de 63.2 y 68.1 respectivamente, por otro lado en un humedal de Infiltración Verhoeven en 1999 reporta porcentajes de remoción de DQO y DBO de 85 y 91% respectivamente, lo que justifica un porcentaje de remoción elevado en comparación con el sistema de Hidalgo (EPA, 2000).

Bajo este esquema se considera que es mayor la remoción de la materia orgánica fácilmente biodegradable, siendo menor la cantidad de materia orgánica de difícil degradación que se remueve en el humedal de Ixmiquilpan, los valores obtenidos en el POR indican fuertes condiciones oxidativas. Así pues, las vías metabólicas predominantes son aeróbicas, por lo tanto las vías aeróbicas que conducen a la DBO limitan la desnitrificación y por lo tanto la pérdida de nitrógeno.

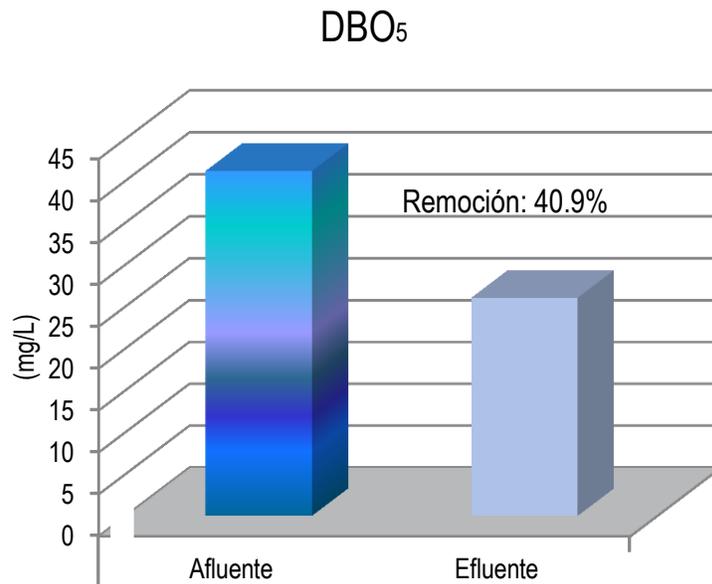


Figura 61. Variación en promedio y asimilación de la demanda biológica de oxígeno (DBO) en el humedal.

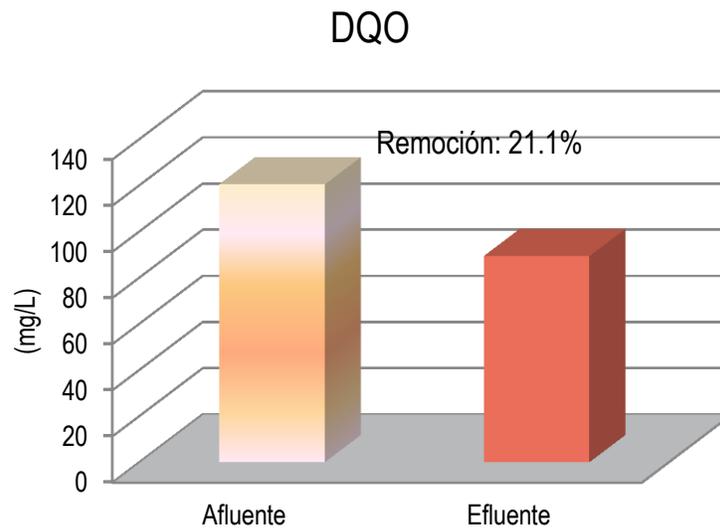


Figura 62. Variación en promedio y asimilación de la demanda química de oxígeno (DQO) en el humedal.

La DBO en el mes de noviembre registró su concentración más elevada con 97mg/L en el afluente y 46mg/L en el efluente (Fig. 63) al mismo tiempo los niveles de O.D aumentaron, sin embargo, la temperatura registró un decremento, lo cual originó una disminución de la actividad microbiana además del tiempo contacto entre la materia orgánica del agua residual y los microorganismos para llevar a cabo la oxidación de la materia orgánica posiblemente no fue suficiente (EPA 2000).

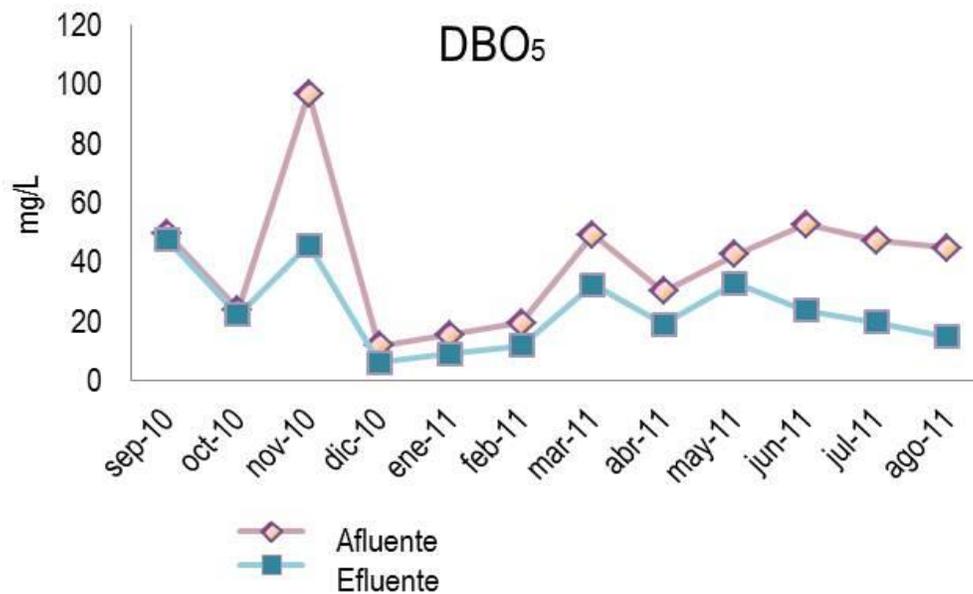


Figura 63. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno.

Sin embargo, a pesar de las fluctuaciones presentadas en el sistema, los valores de DBO que oscilan en promedio entre los 41.1mg/L en el afluente y los 26.4mg/L en el efluente (Tabla 7) estos se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles establecidos en la NOM- 001 que establece un límite de 75mg/L. De manera general la distribución de los datos es muy dispersa en el afluente, a diferencia del efluente que se observa una menor distribución además de que los datos se concentran más en valores bajo (Fig. 64).

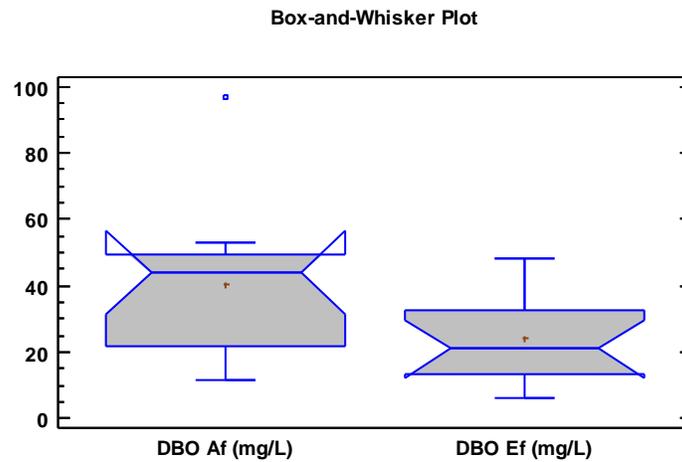


Figura 64. Diagrama de caja de la DBO₅.

En cuanto al comportamiento de la DQO, fue muy similar al de la DBO, presentando la misma fluctuación en los mismos meses a lo largo del periodo de evaluación, sin embargo, en los últimos meses de marzo a agosto se aprecia un ligero incremento en los valores de este parámetro (Fig. 65), seguramente por acumulación de la materia orgánica de difícil degradación que se encuentra en la fracción de los sólidos totales, pues presentan una correlación de tipo lineal (Fig. 66) (Man-hong et al., 2010)

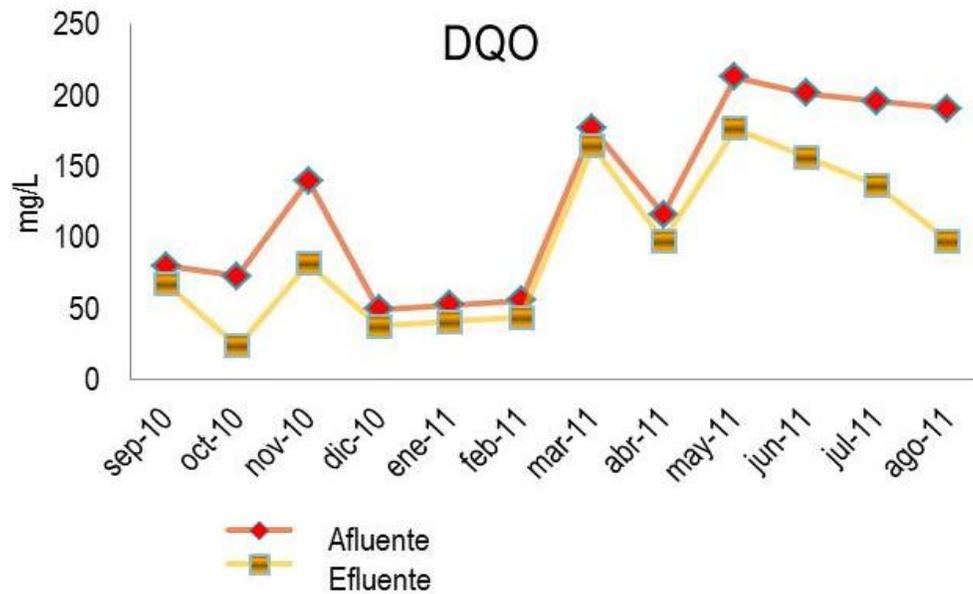


Figura 65. Comportamiento de la demanda química de oxígeno.

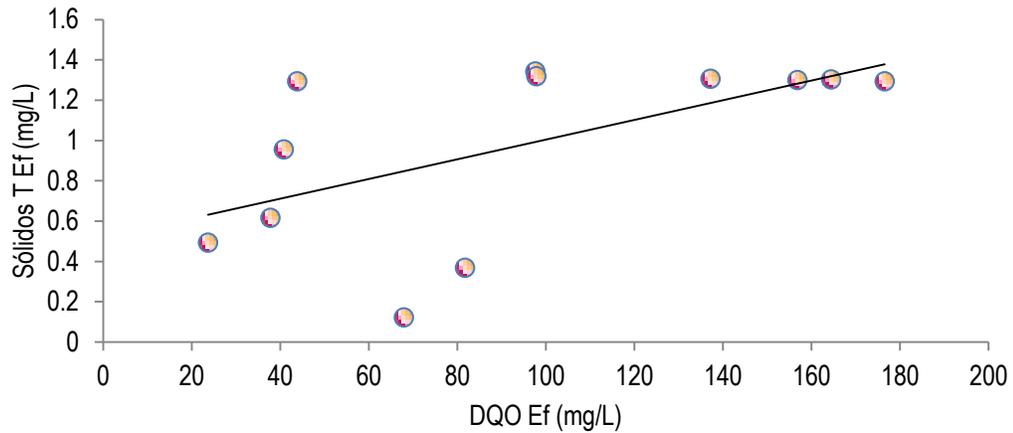


Figura 66. Dispersión lineal de los sólidos totales del efluente y la DQO en el humedal de Ixmiquilpan.

La DQO que presentó promedio en el efluente de 93.8 mg/L se encuentra dentro del límite establecidos por la Norma Europea en la Directiva 91/271/CEE que indica un valor máximo de 125 mg/L. Lo que respecta a su distribución los datos presentan un comportamiento disperso tanto en el afluente como en el efluente, en los dos casos son casi asimétricos por lo que la media aritmética y la mediana son similares, pero a pesar de ello las medias de la entrada y salida no se cruzan (Fig. 67).

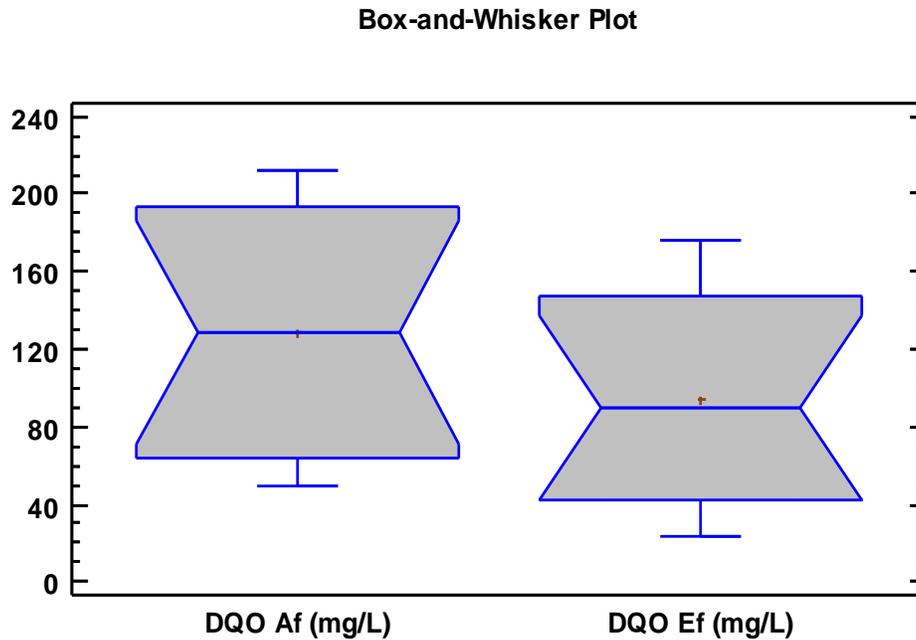


Figura 67. Diagrama de caja de la DQO.

Recientemente la atención se ha centrado en la capacidad de los humedales para reducir patógenos de origen humano en aguas residuales. En México los indicadores más utilizados para evaluar la contaminación fecal de los cuerpos de agua son el grupo de las coliformes, principalmente *Escherichia coli*.

Las bacterias coliformes son bacterias aerobias y anaerobias facultativas no esporuladas, en el humedal en los primeros meses presentan una ligera disminución, probablemente por una baja en la temperatura que no proporcionó las condiciones para su reproducción, así mismo en el mes de marzo se observa un incremento de éstas coincidiendo con el aumento de la temperatura. Los valores registrados oscilaron entre 232 y 1130 UFC/10ml (10ml) en el afluente y en el efluente entre 10 y 93 UFC/10ml (10ml), (Tabla 7) con una distribución de datos muy dispersa en el afluente a partir de ello se estimó un porcentaje de remoción de 79% (Fig. 68) observada también en el diagrama de cajas donde la media aritmética del efluente se encuentra muy por debajo de la del afluente (Fig. 69) (Chuchón, 2008).

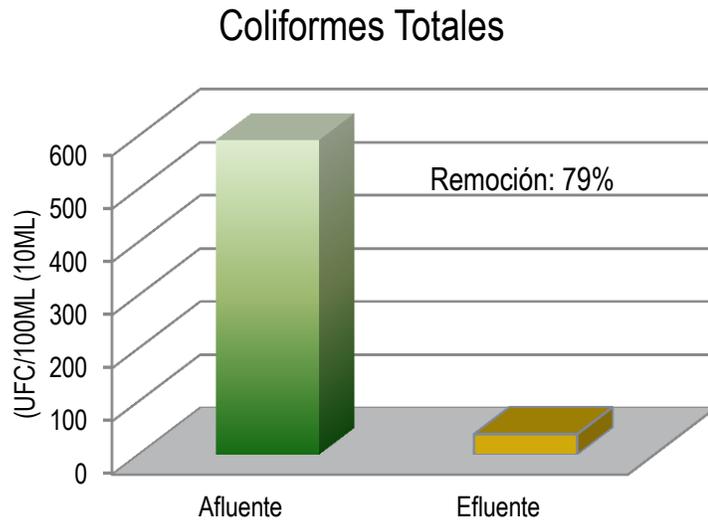


Figura 68. Variación en promedio y asimilación de Coliformes

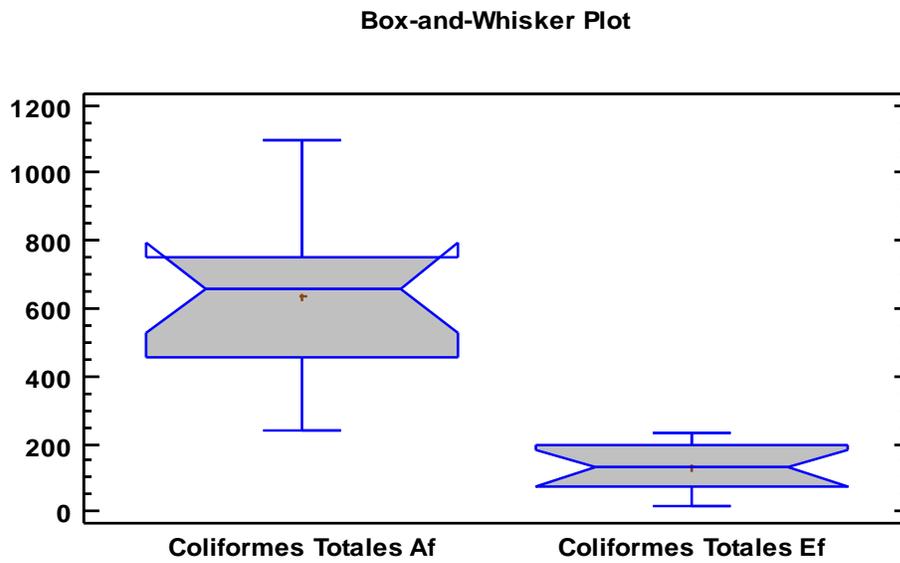


Figura 69. Diagrama de caja de Coliformes totales.

Mientras tanto las coliformes fecales (*E. Coli*) registraron valores en promedio de 645.25 en el afluente y 190 UFC/100(10ml) en el efluente (Tabla 5) y una distribución asimétrica positiva en el afluente y en efluente, pero con una mayor dispersión en el afluente, posiblemente por la presencia de un valor atípico, sin embargo la media del efluente se encuentra muy por debajo de la registrada en el afluente (Fig. 70)

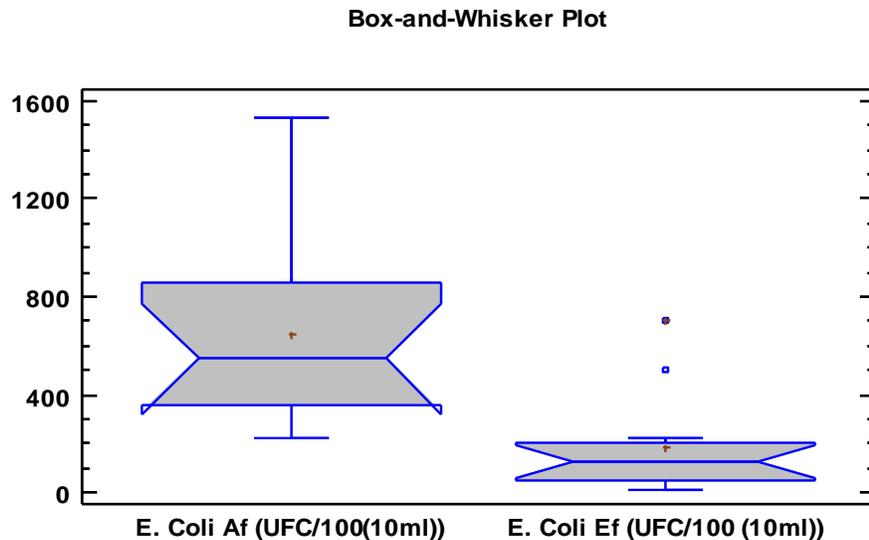


Figura 70. Diagrama de caja de Coliformes fecales (*E. Coli*).

En el mes de noviembre se aprecia un incremento en el 1530 y 700 UFC/100 (10ml) en el afluente y efluente respectivamente (Fig. 71) Se ha encontrado que los humedales remueven microorganismos pero con diferentes grados significativos de eficacia. Karpiscak et al (1996) reportaron una remoción del 67% de coliformes fecales en un sistema con *Lemna spp* (lenteja de agua) siendo un porcentaje ligeramente por debajo al presentado en el Humedal Artificial de Ixmiquilpan (70.5%) (Fig. 72) mientras que Karmin (2004) reporta una remoción del 98.6% en un sistema con *Eichhornia crassipes* y *Lemna spp*.

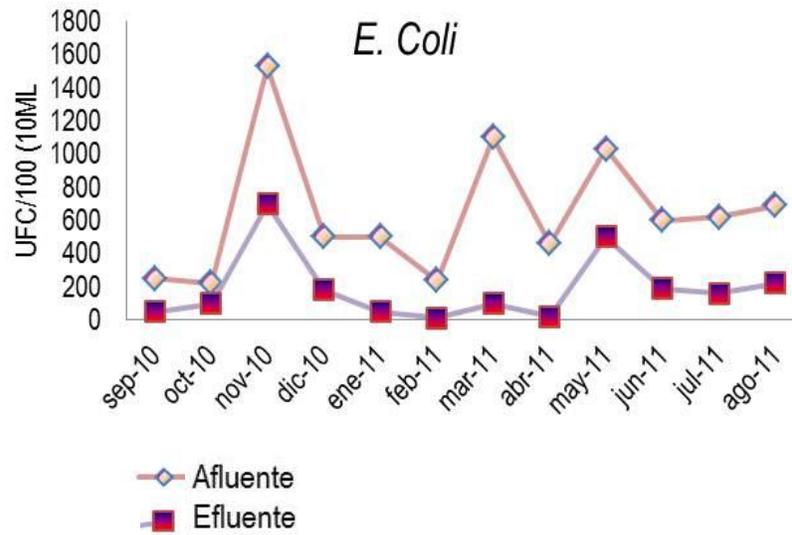


Figura 71. Comportamiento de las coliformes fecales (*E. Coli*) en el humedal de Ixmiquilpan, Hidalgo.

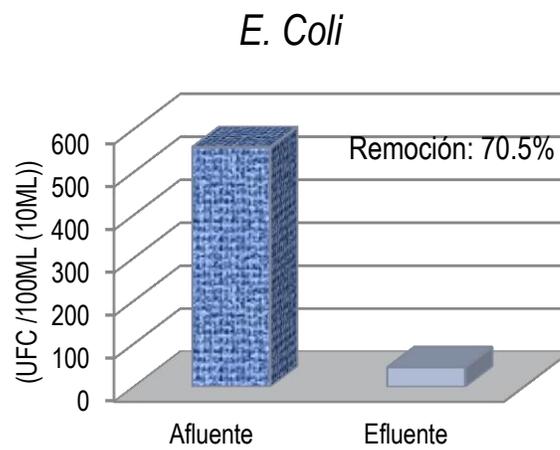


Figura 72. Variación en promedio y asimilación de *E. Coli*.

La remoción se vio beneficiada ligeramente por la presencia de cloro, pues el análisis de correlación de Pearson en el efluente registró un índice de correlación de -0.7301 (Tabla 4) que indica que al aumentar el cloro las bacterias coliformes tendían a disminuir (Fig. 73) (Delgadillo 2010)

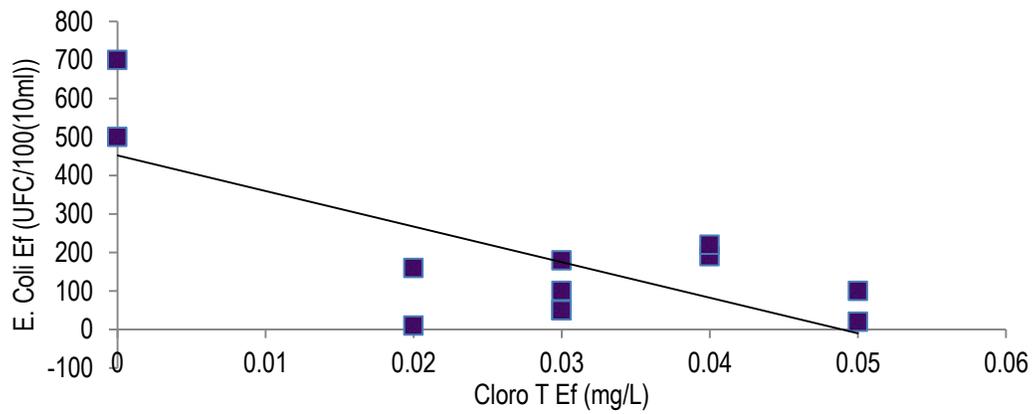


Figura 73. Dispersión lineal de *E. Coli* como variable dependiente con cloro total como variables independientes.

El análisis de componentes principales se aplicó al conjunto de datos de 44 variables. En este caso, se obtuvieron 9 componentes pues presentaron valores propios mayores que o igual a 1.0; juntos representan el 98.65% de la variabilidad de los dato originales (tabla 7). El primer componente representó el 24% de la varianza total en el conjunto de datos del agua del humedal y corresponde al nitrógeno orgánico del afluente, por lo que se deduce que es éste el que marca la pauta sobre el comportamiento del sistema.

<i>Componente número</i>	<i>Autovalor</i>	<i>Por ciento de variable</i>	<i>Porcentaje acumulativo</i>	<i>Variables</i>
1	10.8997	24.772	24.772	N. Orgánico Af
2	9.61112	21.843	46.616	Alcalinidad Ef
3	5.72865	13.02	59.635	Dureza Ef
4	4.18581	9.513	69.148	Sulfatos Af
5	4.10682	9.334	78.482	G y A Af
6	2.89031	6.569	85.051	POR Ef
7	2.77563	6.308	91.359	S. Suspendidos Af
8	2.11755	4.813	96.172	Sulfatos Ef
9	1.09446	2.487	98.659	Sulfuros Af
10	0.52475	1.193	99.852	-

Tabla 7. Análisis de componentes principales.

CONCLUSIONES

- I. Los parámetros físicos, químicos y biológicos presentaron un comportamiento homogéneo ya que las variaciones entre afluente y efluente son relativamente bajas.
- II. El porcentaje de remoción de materia orgánica alcanzó niveles del 70 al 80% los cuales se consideran aceptables.
- III. Como consecuencia de su baja solubilidad, las grasas y aceites rebasaron los límites establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997.
- IV. Estadísticamente no se presentan grandes fluctuaciones tanto en el análisis de varianza y como en el análisis de caja.
- V. De acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997 a excepción de las grasas y aceites no se rebasan los límites máximos permisibles de los parámetros evaluados.
- VI. Se considera que con un mantenimiento constante el humedal de flujo subsuperficial construido en Ixmiquilpan Hidalgo es una buena alternativa para el tratamiento de aguas residuales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- I. Akrotos C. S., Tsihrintzis V. A.; 2007, Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands Elsevier, *Ecological Engineering* 29:173-191
- II. Amezaga J.M., Santamaría L., Green A.J., 2002 Biotic wetland connectivity supporting a new approach for wetland policy. Elsevier, *Acta Oecologica* 23:213-222
- III. Babatunde A.O., Zhao Y.Q., O'Neill M., O'Sullivan B., 2008 Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland. Elsevier, *Environmental International* 34:116-126
- IV. Bavor H. J., Mitchell D.S., 1994, *Wetland systems in water pollution control*, 5th edition, Pergamon
- V. Bdoura A. N., Hamdib M. R., Tarawneh Z.; 2009. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. Elsevier, *Desalination*, 237:162-174
- VI. Benavides A., Moreno M., Sosa M., Puga S., Soto R., Lebgue T.; Evaluación de la calidad del agua en las principales lagunas del estado de chihuahua. Memorias en extenso VI Congreso Internacional y XII Nacional de Ciencias Ambientales.
- VII. Buyukkamaci N., Koken E.; 2010 Economic evaluation of alternative wastewater treatment plant options for pulp and paper industry. Elsevier, *Science of the Total Environment* 408: 6070-6078
- VIII. Carleton J. N., Grizzard T. J., Godrej A. N. And Post H. E.; 2001 Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. Elsevier, *Pergamon* 35(6):1552-1562
- IX. Chan Y.J., Chong M. F., Law C. L., Hassell D.G., 2009 A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. Elsevier, *Chemical Engineering Journal*. 155, 1-18
- X. Chan S.Y., Tsang Y.F, Cui L.H., Chua H.; 2008 Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for NH₃-N removal. Elsevier, *Process Biochemistry* 43:297-305
- XI. Chavan P. V & Dennett K. E.; 2008 Wetland Simulation Model for Nitrogen, Phosphorus, and Sediments Retention in Constructed Wetlands. *Water air soil Pollut* 187:109-118
- XII. Cheng S., Grosse W., Karrenbrock F. and Thoennessen M. ; 2002 Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering* 18(3): 317-325

- XIII. Chorng B. H., Hwey L. H., Lei Y., Sheng H. W., Jui S. Ch., Shu Ch. H., Hui Ch. S., Chao H. Y., Yi S. H., Hsing J. L., 2011 Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment, Elsevier, *Ecological Engineering* 37: 1533-1545
- XIV. Chu J., Chen J., Wang C., Fu P.; 2004 Wastewater reuse potential analysis: implications for China's water resources management. Elsevier, *Water Research* 38:2746-2756
- XV. Chuchón M. S. A. y Aybar E.C. A.; 2008 Evaluación de la capacidad de remoción de bacterias coliformes fecales y demanda bioquímica de oxígeno de la planta de tratamiento de aguas residuales "la totora", Ayacucho, Perú. *Ecología Aplicada* 7(1,2)
- XVI. Cicerone D.S., 1992; *Contaminación y medio ambiente*.
- XVII. CONABIO, 1995. Reservas de la Biosfera y otras áreas Naturales protegidas de México.
- XVIII. CONAGUA, 2011. Estadísticas del agua en México. SEMARNAT, México, D.F.
- XIX. CONAGUA, 2009. Compendio Estadístico de Administración del agua. SEMARNAT, México, D.F.
- XX. COEECO, 2010. Consejo Estatal de Ecología.
- XXI. Colmenarejoa M.F., Rubioa A., Sánchez E., Vicente J., García M.G., Borja R.; 2006 Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain). Elsevier, *Journal Environmental Management* 81:399-404
- XXII. Delpla, A.V. Jung, E. Baures, M. Clement, O. Thomas; 2009 Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production . Elsevier, *Environment International* 35:1225-1233
- XXIII. Droppelmann C. V. y Oettinger M.; 2009 Tratamiento en Lodo Activado del Lixiviado de un Relleno Sanitario. *Información Tecnológica* 20(1):11-19
- XXIV. Dunne E.J., Culleton N., Donovan G. O., Harrington R., Olsen A.E., 2005 An integrated constructed wetland to treat contaminants and nutrients from dairy farmyard dirty water Elsevier, *Ecological Engineering* 24, 221-234
- XXV. Dunne E.J., Culletonb N., O'Donovanc G., Harringtond R., Daly K.; 2005. Phosphorus retention and sorption by constructed wetland soils in Southeast Ireland. Elsevier, *Water Research*, 39:4355-4362
- XXVI. Edwards K. R., Cizková H., Zemanoá K., Santruckova H., 2006 Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*. Elsevier *ecological engineering* 27, 153-165
- XXVII. EPA, 1988. *Desing Manual, Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatmen*. Ohio.

- XXVIII. EPA, 2000. Regulations on the Disposal of Arsenic Residuals from Drinking Water Treatment Plants
- XXIX. Ericsson B. y Tragardh G.; 1996 Treatment of surface water rich in humus. Membrane filtration vs. conventional treatment. Elsevier, Desalination 108:117128
- XXX. Etnier C., Guterstam B., 1997. Ecological environmental for wastewater treatment, second edition. Lewis Publiser, N. Y.
- XXXI. Eugenio C. Keyla.G. Vega C. A., 2009. Evaluación de la calidad física, química y bacteriológica del agua tratada en un humedal de flujo subsuperficial para uso piscícola, México D.F.
- XXXII. Flores L. H. E, Carrillo G. R., Francisco N. N., Hidalgo M. C., Ruíz C. J. A. , Casteñeda V. A., Velazco N. R.; 2009. Aportes de nitrógeno y fósforo de tres sistemas agrícolas de la cuenca hidrográfica “el jihuite”, en jalisco, méxico. *Agrociencia* 43: 659-669
- XXXIII. Gaoa M. Z., Chena Z.B., Rena N. Q., Zhang Z. P., 2009. A novel application of automatic vacuum membrane bioreactor in wastewater reclamation. Elsevier, Desalination 247, 583-593
- XXXIV. Gerke S., Baker L. A. and Xu Y., 2001. Nitrogen transformations in a wetland receiving lagoon effluent: sequential model and implications for water reuse. *Pergamon* 16 (35) 3857-3866
- XXXV. Gordon E.y Feo Y., 2009 Dinámica del nitrógeno en un humedal herbáceo (estado Miranda, Venezuela) dominado por *Hymenachne amplexicaulis*. *Acta botánica Venezuela*. 32(2): 311-331
- XXXVI. Hammer D. A., 1998 Constructed wetlands for wastewater treatment: Municipal, Industrial and agricultural. Lewis Publishers, US.A.
- XXXVII. Hammer D A., 1992. Creating freshwater wetlands. Lewis Publishers, INC, U.S.A., pag.21-40
- XXXVIII. Hammer Mark J. Hammer J. Jr., 2008. Water and waste technology. Pearson, Pretince, Hall. Ohio. Pag. 25-31 y 481-482.
- XXXIX. Hammouda, Gaber A. and Abdel-Hameed M. S. 1995 Assessment of the effectiveness of treatment of wastewater-contaminated aquatic systems with *Lemna gibba*. *Enzyme and Microbial Technology* 17:317-323,
- XL. Haro G. Ma. E. y Aponte H.N.O., 2010; Tesina Evaluación de un humedal artificial como tratamiento de agua residual en un asentamiento irregular
- XLI. Hernández M. A., 1992. Depuración de aguas residuales, 2da edición. Parafina, S.A. de C.V., Madrid, España.
- XLII. Henze M., Harremoës P., Jansen, J. L., Arvin E. , 1990. Wastewater treatment biological and chemical processes, second edition, Springer, N.Y.

- XLIII. Hill D. T., Payne V. W. E., Rogers J. W. & Kown S. R., 1997 Ammonia effects on the biomass production of five constructed wetland plant species. Elsevier. *Bioresource technology* 62, 109-113
- XLIV. Ho Goen; 1996 Localized treatment and reuse of wastewater: science, technology and management. Elsevier, *Desalination*, 106:291-294.
- XLV. INE, 2010 Instituto Nacional de Ecología
- XLVI. INEGI, 2000, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática
- XLVII. Ivery G., 1996. Aerobic treatment units (ATUs): Appropriate technology for on-site wastewater treatment and re-use. Elsevier, *Desalination*, 106, 295-303
- XLVIII. Jiménez C. B. E., 2002. La contaminación ambiental en México. Editorial limusa S.A. de C.V., México, D.F.
- XLIX. Kadlec R. H.; 2010 Nitrate dynamics in event-driven wetlands. Elsevier *Ecological Engineering* 36:503-516
- L. Kadlec R.H., 2009 Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands, Elsevier, *Ecological Engineering* 35:159-174
- LI. Karima M. R., Manshadia F. D., Karpiscakb M.M., Gerb C. P.; 2004. The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands. Elsevier, *Water Research* 38:1831-1837
- LII. Kazi T.G., Arain M.B., Jamali M.K., Jalbani N., Afridi H.I., Sarfraz R.A., Baig J.A., Shah Abdul Q., 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. Elsevier 72, 301- 309
- LIII. Kima T., Parka Ch., Leec J., Shin E., Kim S.; 2002 Pilot scale treatment of textile wastewater by combined process (fluidized biofilm process–chemical coagulation–electrochemical oxidation). Pergamon. *Water Research* 36:3979-3988
- LIV. Kivaisi A. K., 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Elsevier, *Ecological Engineering* 16, 545-560
- LV. Konnerup D., Koottatep T., Brix H., 2009. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. Elsevier *Ecological Engineering* 35: 248-257
- LVI. Lai C. L., Lin S. H.; 2004 Treatment of chemical mechanical polishing wastewater by electrocoagulation: system performances and sludge settling characteristics. Elsevier, *Chemosphere* 54:235-242
- LVII. Lara B. J. A., 1999. Depuración de Aguas residuales Municipales con Humedales Artificiales. Barcelona, España.
- LVIII. Leal A. Ma. T.; Tecnologías convencionales de tratamiento de agua y sus limitaciones. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- LIX. Libert L., Notarnicola M. , Petruzzelli D., 2002. Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: parasite removal and by-product formation. Elsevier, Desalination. 152, 315-324
- LX. Llagas C. W. A., Guadalupe G. E., 2006. Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM Revista del Instituto de Invertigaciones FIGMMG 17(15) 85-96
- LXI. López M. S., 2011. Diseño, construcción y mantenimiento de humedales de flujo sub-superficial para el tratamineto de aguas residuales en los municipios de Apaxtla de Castrejón y Tetipac, Guerrero. México, D.F.
- LXII. Luckeydoo L. M., Fausey N. R., Brown L. C. and Davis C. B.; 2002 Early development of vascular vegetation of constructed wetlands in northwest Ohio receiving agricultural waters. Agriculture, Ecosystems & Environment 88(1) 89-94
- LXIII. Maine M. A., Suñe N., Hadad H., Sánchez G., Bonetto C., 2007. Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. Elsevier Journal of Environmental Management 20:1-9
- LXIV. Mackenzie L. D., Master S. J., 2005. Ingeniería y ciencias ambientales. Mc Graw Hill, México.
- LXV. Maya J. EA, 2008. Mantenimiento preventivo de un Humedal Artificial Vertical a nivel prototipo. México D.F.
- LXVI. Mayo A.W., Bigambo T., 2005. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. Elseiver Physics and Chemistry of the Earth 30: 658-667
- LXVII. Mainea M.A., Sunea N., Hadada H., Sánchez G., Bonetto C.; 2006 Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. Elsevier, Ecological Engineering 26:341-347
- LXVIII. Manahan S. E., 2007. Introducción a la química Ambiental. Reverté ediciones, S.A. de C.V., España, pag
- LXIX. Manahan S. E., 2001. Fundamentals of environmental chemistry. Second edition. Lewis pPublishers, New York.
- LXX. Man-hong H., Yong-mei L., Guo-wei G., 2010 Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. Elsevier, Desalination 262:36-42
- LXXI. McMahan P.B. and Chapelle F.H.; 2008 Redox Processes and Water Quality of Selected Principal Aquifer Systems. Ground water 46(2):259-271
- LXXII. Melbourne, 2005. Constructed Wetland Systems, Desing Guidelines for Developers.

- LXXXIII. Meli, M., Neskaki A. s, Plettner-Marliani J., Lange C. , Velman A., Schumacher J., 1998. Waste water recycling supplied by renewable energies - basic conditions and possible treatment technologies. Pergamon, *Renewable Energy* 4 (14): 325- 331
- LXXXIV. Melin T., Jefferson B., Bixioc D., Thoeyec C., De Wildec W., De Koningd J., van der Graaf J. Y Wintgens T.; 2006 Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. Elsevier, *Desalination* 187:271-282
- LXXXV. Metcalf & Eddy, Inc., 2003. *Wastewater Engineering, treatment and reuse*. McGraw Hill, México City.
- LXXXVI. Morales L. G., 2010. Evaluación de la calidad del agua en el río Magdalena, D.F. como servicio Ecosistémico. México, D.F
- LXXXVII. Morillo G., Jonte L., Araujo I., Angulo N., Herrera L. Morales E.; 2010 Efectos del nitrógeno y cloruros en la dinámica del fitoplancton del lago de maracaibo, Venezuela. *Interciencia*, 35, núm. 8, 575-580
- LXXXVIII. Muga H. E., Mihelcic J. R.; 2008 Sustainability of wastewater treatment technologies. Elsevier, *Journal Environmental Management* 88:437-447
- LXXXIX. NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- LXXX. NOM-003-ECOL-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.
- LXXXI. Oller, Malato S., Sánchez P.J.A., 2011 Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination.A review. Elsevier, *Science of the Total Environment* 409:4141-4166
- LXXXII. Park N., Kim J. H., Cho J., 2008. Organic matter, anion, and metal wastewater treatment in Damyang surface-flow constructed wetlands in Korea. Elsevier *ecological engineering* 32, 68-71
- LXXXIII. Poacha M.E., Hunta P.G., Reddy G.B., Stonea K.C., Johnson M.H., Grubbs A.; 2004 Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. Elsevier, *Ecological Engineering* 23:165-175
- LXXXIV. Prathumratana L: Sthiannopkao S., Kim K. W.; 2008 The relationship of climatic and hydrological parameters to surface water quality in the lower Mekong River. Elsevier, *Environmental International* 34:860-866
- LXXXV. Poacha M.E., Hunta P.G., Reddy G.B., Stonea K.C., Johnson M.H., Grubbs A.; 2004 Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. Elsevier, *Ecological Engineering* 23:165-175

- LXXXVI. Quipuzco U. L. E., 2002, Evaluación del comportamiento de dos pantanos artificiales instalados en serie con *Pharangmites australis* para el tratamiento de aguas residuales domésticas.
- LXXXVII. Ramalho R.S., 1993. Tratamiento de aguas residuales. Reverté ediciones, S.A. de C.V., España, pag. 810 y 15-25
- LXXXVIII. Reynolds K.A., MSPH, Ph.D., 2002 Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica, identificación del Problema. Agua latinoamericana
- LXXXIX. Rivas Z., Sánchez J., Troncone F. , Márquez R., Ledo de Medina H., Colina M.; 2009 Nitrógeno y Fósforo Totales de los Ríos Tributarios al Sistema Lago de Maracaibo, Venezuela. *Interciencia* 34(5): 308-314
- XC. Romero R. J. A., 1999. Calidad del agua, 2da edición. Alfaomega, grupo editor S.A. de C.V., México, D.F.
- XCI. Rousseau D. P.L., Vanrolleghem P. A., De Pauw N., 2004. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Elsevier Water Research* 38, 1484-1493
- XCII. Sala G. R., Molinos S. M., , Hernández S. F., 2011 Comparing the efficiency of wastewater treatment technologies through a DEA metafrontier model. *Elsevier, Chemical Engineering Journal* 173:766-722
- XCIII. Salgota M., Huertasa E., Weberb S., Dottb W., Hollender J.; 2006 Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Elsevier, Desalination* 187:29-40
- XCIV. Sánchez L. E., 1995. Control de la contaminación de las aguas. *Aspectos Geológicos de Protección Ambiental*, Vol. 1, UNESCO.
- XCV. Sandoval Y.L., Misset C.M. Tratamiento integral de agua residual municipal, su desinfección y reuso en la agricultura. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
- XCVI. Scholz M. and Xu J.; 2002. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. *Bioresource Technology* 83(2): 71-79
- XCVII. Shrestha S., Kazama F., 2007 Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Elsevier, Environmental Modelling & Software*, 22: 464-475
- XCVIII. Singh P. K., Sharma K P., Sharma S., Swami R.C., Sharma, S.; 2010. Polishing of biomethanated spent wash (primary treated in Constructed Wetland: A bench scale study. *Indian Journal of Biotechnology*, 9: 313-318
- XCIX. Sonune A. Ghate R.; 2004 Developments in wastewater treatment methods. *Elsevier, Desalination* 167:55-63

- C. Spieles D. J., Mitsch W. J.; 2000 The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. Elsevier, *Ecological Engineering* 14:77-91
- CI. Steer D., Fraser L., Boddy J. and Seibert B.; 2002 Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent. *Ecological Engineering* 18(4): 429-440
- CII. Taebi A., Droste R. L.; 2008. Performance of an overland flow system for advanced treatment of wastewater plant effluent. Elsevier. *Journal Environmental Management* 88:688-696
- CIII. Tebbutt T. H. Y., 1993. *Fundamentos del control de la calidad del agua*. Limusa Noriega editores, México.
- CIV. Truu M., Juhanson J., Truu J., 2009. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. Elsevier, *Science of the Total Environment* 407: 3958-3971
- CV. vanDam A. A., Dardona A., Kelderman P., 2007, A simulation model for nitrogen retention in a papyrus wetland near Lake Victoria, Uganda (East Africa), *Wetlands Ecol Manage* 15: 469-480
- CVI. Vitousek P. M., Aber J. D., Howarth R. W., Likens G. E., Matson P. A., Schindler D. W., Schlesinger W. H., And Tilman D. G.; 1997 Human Alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7(3):737-750.
- CVII. Verhoeven J. T.A., Meuleman A. F.M., 1999, Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations Elsevier, *Ecological Engineering* 12, 5-12
- CVIII. Vrhovsek D., Kukanja V., Bulc T. , 1996. Constructed wetland (CW) for industrial waste water treatment. *Pergamon* 10(30):2287-2292
- CIX. Vymazal J, 2009. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. Elsevier, *Ecological Engineering* 35: 1-17
- CX. Vymazal J., Kröpfelová L., 2009. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. Elsevier ; *Science of the Total Environment* 407: 3911-3922
- CXI. Wang Y., Zhang J., Kong H., Inamori Y., Xu K., Inamori R., Kondo T., 2009. A simulation model of nitrogen transformation in reed constructed wetlands. Elsevier 235: 93-101
- CXII. Werker A.G., Dougherty J. M., McHenry J. L., Van Loon W. A., 2002, Treatment variability for wetland wastewater treatment desing in cold climates. Elsevier *Ecological Engineering* 19(1) 1-11

- CXIII. Withey P., van Kooten G. C.; 2011. The effect of climate change on optimal wetlands and waterfowl management in Western Canada. Elsevier, *Ecological Economics* 70:798-805
- CXIV. Yang H., Abbaspour K. C., 2007 Analysis of wastewater reuse potential in Beijing, Elsevier, *Desalination*, 212, 238-250
- CXV. Yalcuk A., Ugurlu A.; 2009. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. Elsevier, *Bioresource Technology* 100:2521-2526
- CXVI. Ye F., Li Y., 2009. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. Elsevier *Ecological Engineering* 35: 1043-1050
- CXVII. Ye T. F., 2005; *Environmental chemistry. Chemistry of major environmental cycles.* Imperial college press. London.
- CXVIII. Zhou S., Hosomi M., 2008. Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient-polluted river water treatment using forage rice in Japan. Elsevier *ecological engineering* 32, 147- 155
- CXIX. Zurita F., De Anda J, Belmont M.A., 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. Elsevier *Ecological Engineering* 35, 861-869

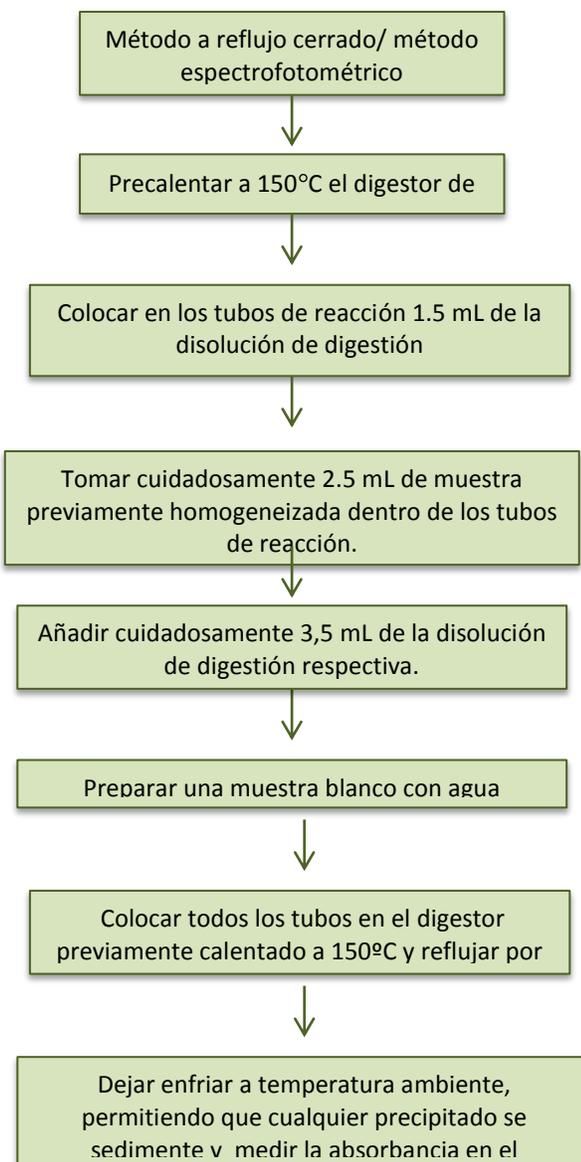
ANEXOS

DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)

Principio del método

Una gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos son oxidados con una mezcla de ácido crómico y sulfúrico a ebullición. La muestra se coloca a reflujo en una disolución de ácido fuerte con un exceso conocido de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$). Después de la digestión, el dicromato no reducido se mide por titulación o espectrofotométricamente para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la materia oxidable en términos de oxígeno equivalente.

Procedimiento

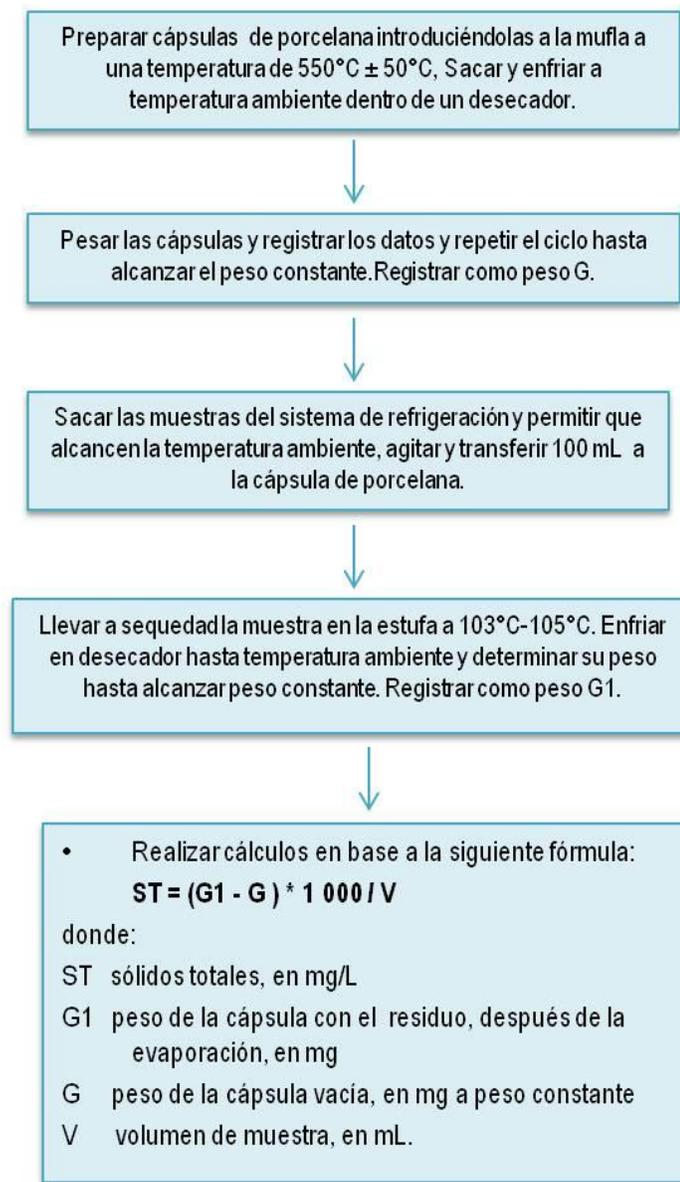


DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS TOTALES

Principio del método

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación de la muestra a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

Procedimiento



DETERMINACIÓN DE GRASAS Y ACEITES

Principio del método

Este método se basa en la adsorción de grasas y aceites en tierra de diatomeas, los cuales son extraídos en un Soxhlet empleando hexano como disolvente. Una vez terminada la extracción se evapora el hexano y se pesa el residuo que ha quedado en el recipiente; siendo este valor el contenido de grasas y aceites.

Procedimiento

