



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA



Diseño y construcción a escala piloto de un humedal de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales porcícolas. Apaxtla de Castrejón, Guerrero

INFORME DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN
DE LOS LABORATORIOS DE INVESTIGACIÓN FORMATIVA
VII-VIII
PARA OBTENER EL TÍTULO DE
BIÓLOGO

PRESENTAN:
MENDOZA ORTEGA ANGELO DANIEL
RAMOS ESCORZA CAROLINA GABRIELA

DIRECTORA DEL INFORME:
BIÓL. MARICELA ARTEAGA MEJÍA

IZTAPALAPA, D.F.
OCTUBRE 2012



Dedicatoria

A mi familia por todo el amor, confianza, educación y valores que me han dado a lo largo de mi vida.

A Lety, por formar parte de mí en esta etapa de mi vida.

"Cuando el hombre sabe a dónde va, el mundo se aparta para dejarlo pasar"

Reflexión

"Que Dios y la suerte se apiaden de los tintos"

Ing. Mario Ramos Andrade

Biól. Angelo Daniel Mendoza ortega



Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, en cuyas instalaciones se formó mi espíritu universitario.

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, donde se concretó gran parte de mis estudios de licenciatura.

Al Programa Nacional de Becas para la Educación Superior de la Universidad Nacional Autónoma de México, por la beca otorgada.

A la Biól. Maricela Arteaga Mejía y la M en C. Alberta Lourdes Castillo Granada de manera muy especial por el tiempo, conocimientos, cariño, amistad, apoyo y por todo cuanto han compartido conmigo en esta parte de mi vida... Sin duda, personas ejemplares y piezas clave en mi desarrollo y aprendizaje profesional, personal y ético.

A cada uno de mis sinodales: M. en C. Germán Calva Vázquez, M. en C. Alberta Lourdes Castillo Granada Biól. María de los Ángeles Galván Villanueva y Dr. Justo Salvador Hernández Avilés por las observaciones y correcciones aportas al presente trabajo.

Al Sr. Francisco Uriostegui, por el tiempo, apoyo, dedicación y recursos que aportó para la realización del presente proyecto.

A mi madre María Raquel Ortega Cardenas, mi abuelo Enrique Lee González, mi hermano Jonathan Enrique Mendoza Ortega, y a cada uno de mis tíos Hugo Enrique, Damaso y José Alfredo Lee Cardenas, quienes siempre estuvieron pendientes de mi desarrollo profesional... Sin su amor no estaría completo.

A Nadia Guadalupe Espinosa Flores, Leticia Hernández Terrón, María del Rosario López Valentín y Carolina Gabriela Ramos Escorza por su compañía y cariño; pero sobre todo por su inmenso apoyo en la realización de este trabajo... "Equipo humedales..."

A Jesús Bernardo Cruz Higareda, Juana Carolina Ramírez Soto, y Goretti Zepeda Avila (Ángeles), por todas las experiencias donde me han brindado su amistad, cariño y apoyo incondicional... ¡Ángeles unidos jamás serán vencidos!

Biól. Angelo Daniel Mendoza Ortega



Agradecimientos

A Dios

Por darme salud, amor y fuerza para lograr realizar cada objetivo que me he propuesto además de poder culminar con éxito cada etapa de mi vida aprendiendo de cada uno de estas etapas lo mejor y peor de ellas haciéndome crecer como persona y ser humano.

A la UNAM

Que como esta universidad no existe dos, por acobijarme con sus maestros, libros, espacios enseñándome a valorar esta institución por todo el aprendizaje que da sin pedir mucho a cambio solo las ganas que tiene uno de aprender de ella.

A la FES Zaragoza

Gracias mi facultad querida por ser para mi mas que solo una institución, más que una facultad en donde pasé una licenciatura, gracias por compartir con migo y mi familia toda una historia de vida encontrando en ti el inicio de mi familia, maestros que se convirtieron más que eso, amigos y sobre todo un maravilloso esposo con el cual hoy poseo una familia propia.

A mis profesores

M. en C. Lourdes Castillo Granada, Biol. Maricela Arteaga Mejía, Biol. María de los Ángeles Galván Villanueva, M. en C. Germán Calva Vásquez, Dr. Justo Salvador Hernández Avilés, por ser más que profesores y haciendo honor de la palabra sinodales, les agradezco su apoyo, paciencia y sobre todo su experiencia que poseen como profesores reforzando este hermoso y gran trabajo.

A mis padres

Papá, por ser mi pilar en la vida enseñándome algo nuevo cada día te agradezco por todo los esfuerzos que has hecho por mi mamá, por mí y mis hermanos, enseñándome que con disciplina y ganas uno puede lograr lo que se proponga, gracias por ser ese gran hombre que eres al cual admiro y respeto y día con día trato de enseñar a mi niño que sea.

Mamá, gracias por ser mi madre y más que eso mi amiga incondicional, por enseñarme todo lo bueno de la vida, impulsarme día con día y luchar en ella por mí y mi familia, gracias por enseñarme a amar, perdonar y saber apreciar lo bueno y malo de la vida porque no existe una vida perfecta pero si una mamá perfecta que eres tú y espero en dios que algún día llegue a ser la mitad de buena de lo que tú eres como mamá, mujer e hija.

A mi esposo e hijo

Sergio porque desde el primer día que te vi supe que quería estar el resto de mi vida contigo, te agradezco por tu amor, comprensión y apoyo incondicional, gracias por ser mi amigo, mi amor, mi confidente y mi cómplice en nuestras vidas, gracias por no dejarme caer y en los momentos cuando todo se me nubla siempre me das esa luz, esperanza y fuerza para seguir en esta vida.

Gracias por nunca dejarnos solos a nuestro hijo y a mí, por darme una nueva familia que siempre me ha recibido con los brazos abiertos y mucho amor pero sobre todo G R A C I A S por nuestro hijo el cual es mi más grande orgullo, y juntos los tres somos la familia que siempre quise.

Ale porque tú eres mi más grande amor, eres el motor de mi vida que me hace seguir y luchar en esta vida, por enseñarme una forma de amar que no sabía que existía en la cual no hay límites ni obstáculos si no solo un amor puro y sincero, te agradezco por llegar a iluminar nuestras vidas llenándolas de luz, amor y esperanzas, podría escribir toda una tesis de lo agradecida que estoy con dios y la vida misma por tenerte pero créeme hijo todo lo resumo en dos palabras TE AMO.

A mis hermanos

Diana y Mariano, por que sin su apoyo y amor mi vida sería más complicada, les agradezco a los dos por ser mis orgullosos hermanos por amarme y apoyarme además de enseñarme cada uno y a su forma a vivir de la vida.

Diana por ser esa gran mujer luchona, aguerrida y fuerte que eres, por ser esa hermana que tal vez nos siempre nos entendíamos pero si nos amábamos, gracias por ser mi hermana mayor y cuidarme, por nunca dejarme sola y siempre apoyarme a mí y a Mariano



Mariano mi niño hermoso de toda mi familia a ti eres el que más admiro y respeto, yo sé que soy muy enojona y exigente contigo y créeme muchas veces a mi me duele más que a ti, mi niño hermoso mil gracias por ser ese gran hombre que eres porque tú me enseñaste que no todo en la vida es de color de rosa pero siempre hay que sonreír y agradecerle a dios por vivir, porque para ti los imposibles no existen y que con esfuerzo uno logra lo que quiere sin importar los obstáculos que los demás te pongan, gracias por ser mi niño y mi gran hombre a la vez.

A mi familia

Crean que quisiera agradecer uno por uno pero como ya sabrán me llevaría como 70 hojas agradecerles a todos, pero lo más importante es que somos familia y siempre he contado con ustedes, me han llenad de amor, felicidad y una vida que jamás cambiaria LOS AMO.

Gracias a mis abuelitas (Lolita y Aurora), mis tíos (Juan, Adriana, Rosa, Mario, Salvador, Jorge, Enrique, Paty, Aurora y Teresa... etc), primos (Ximena, Carlos, Melisa, Edgar, Arturo, Viki, Roy, Edgar, Suzel, Charly, Au, Mar, Ame, Ana, Pepe, Edi, Rosy, Lucy, Ivan, Edgar, Hector, Gon, Zara y Naty....etc), sobrino y disculpen a los no mencionados pero en verdad no terminaría pero siempre los llevo en mente y corazón.

A mis suegros y cuñados

Gracias por abrirme su familia, por darme tanto amor, entendimiento, cobijo y tratarme como una hija y hermana mas, gracias por todo su apoyo incondicional por que sin ustedes no lo hubiéramos logrado.

A mi compañero Angelo

Gracias por toda tu paciencia, apoyo y comprensión por que sin ti este proyecto no hubiera sido lo mismo, gracias por estar a mi lado y forjar una carrera juntos.

A mis profesores

Los cuales me forjaron de ser una estudiante a ser una profesionista, a todos los que tuve como profesores y también a los que no, porque muchos de ellos pasaron de ser solo profesor si no esas profesionistas



admirables desde mi primer semestre con la profesora Dorita, hasta el último semestre con la profesora Mari.

A mis amigos

Los cuales tengo de conocer desde la primaria, secundaria, prepa y adquirí en la universidad, y muchos de ellos pasaron de ser amigos a hermanos, Rigo, Lili, Ely, Min, Esteban, Emilio, Frederic, Raziel, Neftalí, Nadia, Ross, Lety, Caro, Tilo, Armando, Ari, Lizbeth, Tere, Charly, gracias por apoyarme siempre y compartir esos momentos tan únicos son migo.

Biól. Carolina Gabriela Ramos Escorza



Contenido

1. Resumen	1
2. Introducción	2
3. Marco Teórico	3
3.1. Situación del agua en México	3
3.2. Granjas porcícolas	4
3.3. Tratamientos convencionales de las aguas residuales	6
3.4. Calidad del agua tratada	10
3.5. Humedales artificiales	11
3.5.1. Consideraciones para el diseño	14
3.5.2. Elección del material de relleno	21
3.5.3. Elección del consorcio microbiano	22
3.5.4. Elección de la vegetación	23
3.5.5. Procesos de depuración	25
3.5.6. Rendimiento	25
4. Justificación	29
5. Problemática	30
6. Hipótesis	31
7. Objetivos	32
8. Área de estudio	33
8.1. Ubicación	33
8.2. Orografía y edafología	33
8.3. Climatología	33
8.4. Hidrología	33



8.5. Flora y fauna	33
8.6. Demografía	34
8.7. Condiciones particulares del sitio de trabajo	34
9. Material y Método	36
10. Resultados y Discusión	40
10.1. Caracterización del influente	40
10.1.1. Temperatura	40
10.1.2. Sólidos totales, disueltos y suspendidos	41
10.1.3. pH	43
10.1.4. DQO y DBO ₅	44
10.1.5. Nitrógeno	46
10.1.6. Fósforo	50
10.1.7. Detergentes	52
10.1.8. Grasas y Aceites	53
10.1.9. Coliformes totales	54
10.2. Diseño del humedal	55
10.2.1. Cálculo de las variables de diseño	56
A) Composición	56
B) Temperatura	57
C) Tiempo de retención	59
D) Hidráulica y substrato	60
10.2.2. Diseño final	61
11. Conclusiones	68
12. Referencias	70

Índice de cuadros

1. Usos consuntivos del agua según el origen de extracción en km ³ durante el 2008.	4
2. Comparación entre las características de los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales y los sistemas convencionales.	12
3. Eficiencia de remoción de contaminantes en los humedales artificiales de flujo subsuperficial.	14
4. Parámetros de diseño para la construcción de humedales artificiales.	15
5. Valores promedio propuestos como criterios empíricos de diseño para humedales artificiales de flujo subsuperficial.	15
6. Ecuaciones que sirven como apoyo al diseño de humedales artificiales de flujo subsuperficial.	20
7. Materiales de relleno usados en la construcción de humedales artificiales de flujo subsuperficial.	22
8. Funciones de los microorganismos presentes en los humedales artificiales.	23
9. Especies vegetales más comúnmente empleadas en humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales.	25
10. Procesos que contribuyen a la depuración de las aguas residuales en los humedales artificiales.	27
11. Principales procesos de depuración de contaminantes dentro de un humedal artificial.	28
12. Normas oficiales mexicanas, parámetros, técnicas y métodos empleados en la caracterización del influente porcícola.	38
13. Valores registrados para los parámetros de caracterización empleados en el diseño.	56



14. Composición de las descargas residuales generadas por diferentes tipos de ganado.	57
15. Valores registrados para la temperatura y calculados para la constante de reacción.	58
16. Valores calculados para el TRH con base a las concentraciones máximas de los parámetros de diseño y las temperaturas críticas registradas.	59
17. Características del material rocoso empleado como sustrato en el humedal.	60
18. Dimensiones calculadas para el HCFSSH de la granja porcícola.	62
19. Dimensiones finales de los componentes del sistema.	63



Índice de figuras

1. Distribución de la precipitación en el periodo 1971-2000.	3
2. Sistema de tratamiento anaerobio de aguas residuales dentro de una granja porcícola.	4
3. Corrales para la crianza de cerdos en una granja rural.	5
4. Tratamiento de lodos activados.	7
5. Canal de cloración.	6
6. Procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, 2008.	8
7. Procesos de tratamiento de aguas residuales municipales en la región IV Balsas, 2007.	8
8. Laguna de estabilización rural de 5 m ³ .	9
9. Biodigestor anaerobio tubular de 15 m ³ .	10
10. Humedal artificial de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales domésticas.	11
11. Clasificación de los sistemas de humedales artificiales.	12
12. Estructura de un humedal artificial de flujo superficial.	13
13. Estructura de un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.	13
14. Proceso de modelación empleado en el diseño de humedales artificiales operativos y preliminares.	19
15. Material rocoso empleado como sustrato en humedales artificiales de flujo subsuperficial.	21
16. Desarrollo de la biopelícula en humedales artificiales.	22
17. Alcatraz (<i>Zantedeschia aethiopica</i>) y platanillo (<i>Canna indica</i>) presentes en un humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal.	24
18. Apaxtla de Castrejón.	35
19. Comportamiento anual de la temperatura durante el periodo	



de muestreo.	40
20 Concentración de sólidos totales en el Biodigestor 1.	42
21 Concentración de sólidos totales en el Biodigestor 2.	42
22 Comportamiento del pH en el efluente de los biodigestores.	43
23 Concentración de DBO5 y DQO del efluente del Biodigestor 1 durante el periodo de muestreo.	44
24 Concentración de DBO5 y DQO del efluente del Biodigestor 2 durante el periodo de muestreo.	45
25 Concentraciones de nitrógeno total en el efluente el Biodigestor 1.	47
26 Concentraciones de nitrógeno total en el efluente el Biodigestor 2.	47
27 Concentración de nitratos en el efluente predigerido.	48
28 Concentración de nitritos en el efluente predigerido.	49
29 Concentraciones de Fósforo Total en el efluente del Biodigestor 1.	50
30 Concentraciones de Fósforo Total en el efluente del Biodigestor 2.	51
31 Concentración de detergentes en el efluente pretratado.	52
32 Concentración de Grasas-Aceites en el efluente pretratado.	53
33 Concentración de coliformes totales en el efluente porcícola pretratado.	54
34 Configuración general del sistema de tratamiento.	64
35 Detalle del sistema de humedales artificiales.	64
36 Detalle lateral de los módulos del humedal.	65
37 Detalle lateral y frontal del sedimentador.	65



Índice de ecuaciones

1. Cálculo para la remoción de contaminantes en función de la DBO.	16
2. Cálculo de la constante de reacción de primer orden dependiente de la temperatura.	16
3. Cálculo del tiempo de retención hidráulico.	16
4. Cálculo del gasto promedio.	16
5. Cálculo del área para un humedal.	16
6. Cálculo del ancho de la celda de un humedal relación 3:1.	17
7. Cálculo del largo de la celda para un humedal relación 3:1.	17
8. Cálculo del cambio de la composición interna.	17
9. Cálculo de la concentración de fondo.	20
10. Cálculo para la eliminación de sólidos suspendidos totales.	20
11. Cálculo para la eliminación de nitrógeno.	20
12. Cálculo de la constante de reacción dependiente de la temperatura para $T > 10$ °C.	20
13. Cálculo de la constante de reacción dependiente de la temperatura para $T < 10$ °C.	20
14. Cálculo para la eliminación de fósforo.	20
15. Cálculo del tiempo de retención por tipo de contaminante.	59

1. Resumen

En México, la mayoría de las aguas residuales porcícolas son vertidas a los cuerpos acuáticos sin un tratamiento previo, lo que aumenta el impacto en los recursos hídricos superficiales. El objetivo de este trabajo fue realizar el diseño y la construcción de un humedal de flujo subsuperficial horizontal para tratar un efluente porcícola pretratado por biodigestión; con el fin de verter el efluente a un cauce natural. Se realizó una caracterización de 12 parámetros durante 10 meses de trabajo, durante la cual se observó que el influente pretratado posee una Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y una concentración de Nitrógeno Total Kjendahl (NTK) de 820 y 370 $mg L^{-1}$ respectivamente. El diseño se realizó con base en el modelo cinético k_T tomando a la Demanda Química de oxígeno (DQO), la DBO_5 , el NTK, la temperatura y el Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) como variables de diseño. Las dimensiones finales se ajustaron al área máxima requerida para un TRH de 7 días, la presencia de un sedimentador y la división del humedal en 2 módulos de tratamiento. De acuerdo a esas consideraciones se obtuvo un área final de 56.8 m^2 . Se concluyó que la influencia de la temperatura, el gasto y la carga orgánica a tratar son los parámetros limitantes del diseño, por lo que un adecuado dimensionamiento del humedal requiere conocer los valores de estas variables.

Palabras clave: Diseño, Humedal artificial, Aguas residuales porcícolas

2. Introducción

El agua en la actualidad es un recurso escaso, debido a que menos del 3% del total existente en el planeta es dulce o de baja salinidad. De este volumen, estimado en 38 millones de kilómetros cúbicos, poco menos del 1% se encuentra disponible para el desarrollo de las actividades humanas (CCP, 2010). Al respecto, la contaminación de la mayoría de los cuerpos acuáticos nacionales por descargas de aguas residuales ha provocado grados variables de deterioro, lo que limita el uso directo del agua (CONAGUA, 2009).

Calvo (1999) señala que las aguas residuales son una materia prima que contiene productos útiles así como otros perjudiciales, por lo cual resulta conveniente separar éstos últimos y aprovechar los demás en beneficio de diferentes aplicaciones; sin embargo, a pesar de los avances en el tratamiento de las aguas residuales, en el ámbito nacional, sólo una pequeña porción del caudal residual es tratado adecuadamente (CONAGUA, 2009).

Al respecto, las lagunas estabilizadoras son el tratamiento más empleado para tratar las aguas residuales porcícolas (CONAGUA, 2010). Sin embargo, suelen requerirse varias unidades de tratamiento, al tiempo que presentan dificultades en el manejo de cargas orgánicas concentradas (SAGARPA, 2004).

Otra forma de tratamiento consiste en el empleo de métodos químicos, que son eficientes y ofrecen una alta calidad del efluente tratado; pero son métodos costosos que generan lodos residuales de difícil disposición (Eugenio y Gallardo, 2009).

Debido a su creciente aplicación y a las mejoras existentes en sus métodos de diseño, el empleo de humedales artificiales representa una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la actividad porcícola, al tiempo que generan beneficios ambientales aprovechables por la sociedad (Eugenio y Gallardo, 2009).

3. Marco Teórico

3.1. Situación del agua en México

En México existe una restricción en la disponibilidad del recurso hídrico, pues dos terceras partes del territorio nacional son zonas áridas o semiáridas con precipitaciones anuales menores a 500 mm y reservas acuíferas profundas; mientras que la región del sureste es la única que presenta mantos acuíferos a baja profundidad y precipitaciones mayores 2000 mm por año (Figura 1). A raíz de lo anterior, el país experimenta un grado de presión del 17% sobre el recurso; sin embargo éste es mayor al 50% en las zonas centro, norte y noreste del país. En ese sentido, el estado de Guerrero, es una entidad federativa con una demanda de agua del 49% (CONAGUA, 2010).

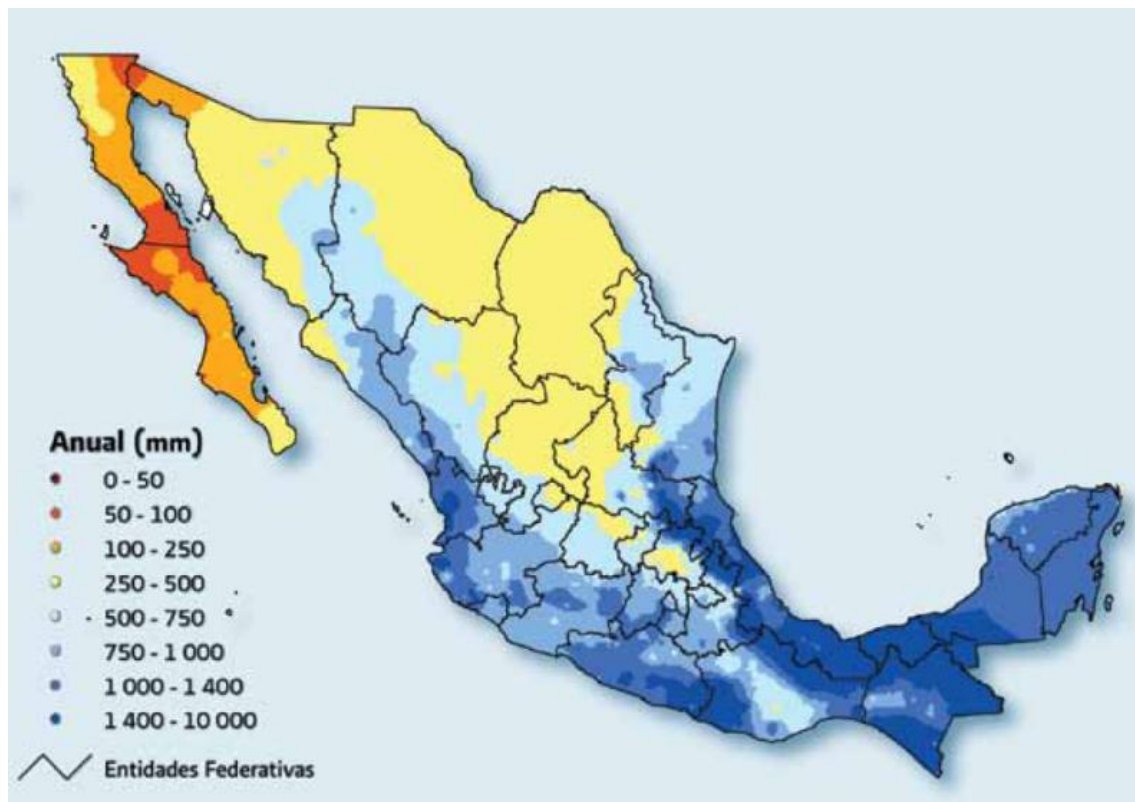


Figura 1. Distribución de la precipitación en el periodo 1971-2000. Tomado de Estadísticas del Agua en México, CONAGUA, 2010.

Cabe señalar que el principal uso que se le da al líquido es con fines agropecuarios, con el 77% del volumen consignado para fines consuntivos (Cuadro 1). En contraste, durante el 2007, sólo el 19% del volumen

concesionado para la cueca del Balsas fue usado con los mismos fines (CONAGUA, 2009).

Cuadro 1. Usos consuntivos del agua según el origen de extracción en kilómetros cúbicos durante el 2008. Modificado de Estadísticas del Agua en México, CONAGUA, 2010.

Uso	Origen		Volumen total	Porcentaje de uso consuntivo
	Superficial	Subterráneo		
Agrícola	40.7	20.5	61.2	76.8
Público	4.2	7.0	11.2	14.0
Industrial	1.6	1.6	3.2	4.1
Eléctrico	3.6	0.4	4.0	5.1
TOTAL	50.1	29.5	79.6	100.0

3.2. Granjas porcícolas

Una granja porcícola está definida como aquella instalación en la que se tienen o permanecen cerdos con fines de crianza, reproducción, engorda y venta (SENASA, 2008). De ahí que su infraestructura debe estar destinada para albergar a los cerdos y almacenar alimento, productos veterinarios, de limpieza, mantenimiento, y desinfección. Además, debe de contar con un sistema de manejo adecuado de aguas residuales para disminuir la carga contaminante antes de ser vertidas a un cauce natural o ser reutilizadas (Figura 2).



Figura 2. Sistema de tratamiento anaerobio de aguas residuales dentro de una granja porcícola. Apaxtla de Castrejón, Guerrero.

En México, además de la existencia de grandes empresas donde se realiza la cría y engorda de cerdos; también existen sectores pequeños que desempeñan un papel importante en estas actividades. A nivel rural esta actividad es muy variable, debido a la existencia de granjas de mediano tamaño con aproximadamente 200 cabezas de ganado, ubicadas en extensos terrenos (Figura 3), así como unidades pequeñas instaladas en casas con limitado espacio físico y cuyos corrales, con pocos animales, colindan con las casas de sus vecinos.



Figura 3. Corrales para la crianza de cerdos en una granja rural. Apaxtla de Castrejón, Guerrero.

Como actividad económica, la venta de carne de cerdo representa la segunda actividad pecuaria con mayor relevancia nacional, con el 34% de toda la producción ganadera durante el periodo 2004-2009. Dicho comportamiento se ve reflejado en el estado de Guerrero, donde la producción de carne de cerdo durante ese mismo periodo representó el 40% (INEGI, 2010).

A parte de la importancia económica que representa la crianza de cerdos, dicha actividad también tiene relevancia ambiental, dada la alta producción de descargas residuales que se generan. De acuerdo con la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), las aguas residuales porcícolas están formadas por excretas, orina, paja, restos de alimentos y otros residuos acarreados por el agua de lavado; por lo que representan una importante fuente de

materias primas que se pueden separar y aprovechar en beneficio del sector agropecuario (Calvo, 1999).

La SAGARPA (2004) establece que el control de la contaminación por dichas descargas está regulado por las siguientes leyes y normas:

- Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (1982)
- Ley Federal de Desechos (1991)
- Ley de Aguas Nacionales (1992, y su reglamento 1994)
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales)
- Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996 (límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal)

3.3. Tratamientos convencionales de las aguas residuales

Las aguas residuales son definidas por la NOM-001-SEMARNAT-1996 como: "Aquellas aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos, y en general de cualquier otro uso; así como la mezcla de ellas"; por lo que el tratamiento que se le da a éstas consiste en una serie de procesos físicos, químicos y biológicos con el objetivo de eliminar los contaminantes presentes para producir agua limpia reutilizable en el ambiente.

Los tratamientos que se le dan al agua residual se dividen en tres etapas:

Tratamiento primario. Tiene el propósito de ajustar el pH y remover materiales orgánicos e inorgánicos en suspensión con tamaño igual o mayor a 0.1 mm (CONAGUA, 2010). Asimismo, implica la remoción del material coloidal y en suspensión por efecto de la gravedad (Ramírez, 2005).

Tratamiento secundario. Consiste en remover materiales disueltos que incluyen gases, sustancias orgánicas, iones, bacterias y virus a través de procesos biológicos (CONAGUA, 2010) (Figura 4). En esencia, se crea un ambiente donde los microorganismos degradan la materia orgánica disuelta (Nebel y Wright, 1999).

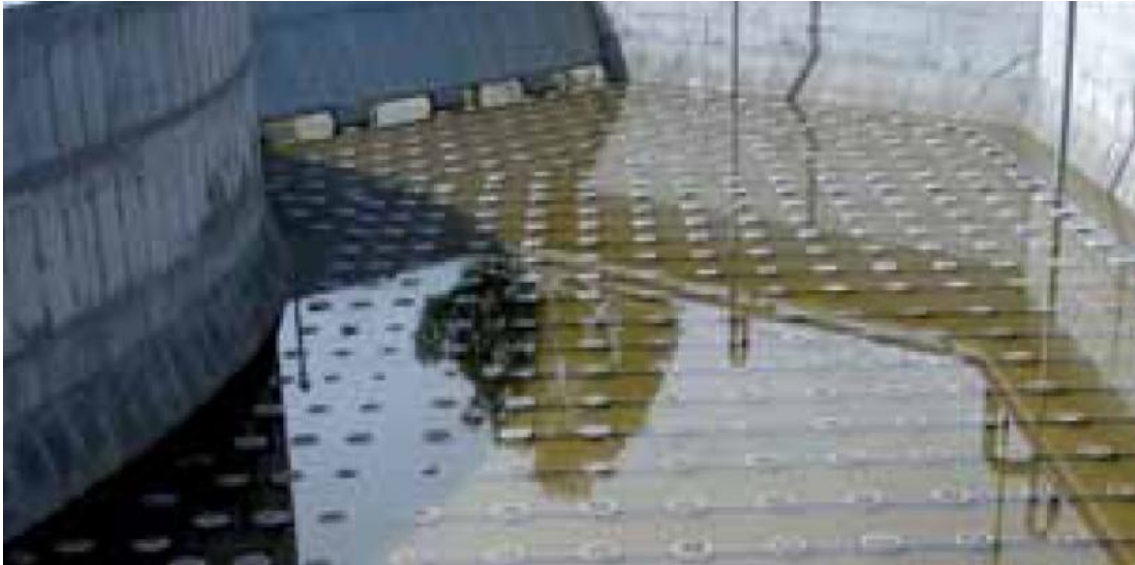


Figura 4. Tratamiento de lodos activados. Tomado de Estadísticas del Agua en México, CONAGUA, 2010.

Tratamiento terciario. Eleva la calidad del influente tratado a través de procesos físicos y químicos como la cloración (Figura 5), la ozonificación, la ósmosis inversa, la electrodiálisis, la adsorción por carbón activado, etcétera (Ramalho *et al.*, 2003).



Figura 5. Canal de cloración. Tomado de Estadísticas del Agua en México, CONAGUA, 2010.

En relación a lo anterior, las figuras 6 y 7 muestran que dos terceras partes del caudal residual nacional son tratadas por lodos activados y lagunas estabilizadoras, mientras que el uso de humedales artificiales junto con otras técnicas de tratamiento, es menor al 1% del mismo volumen.

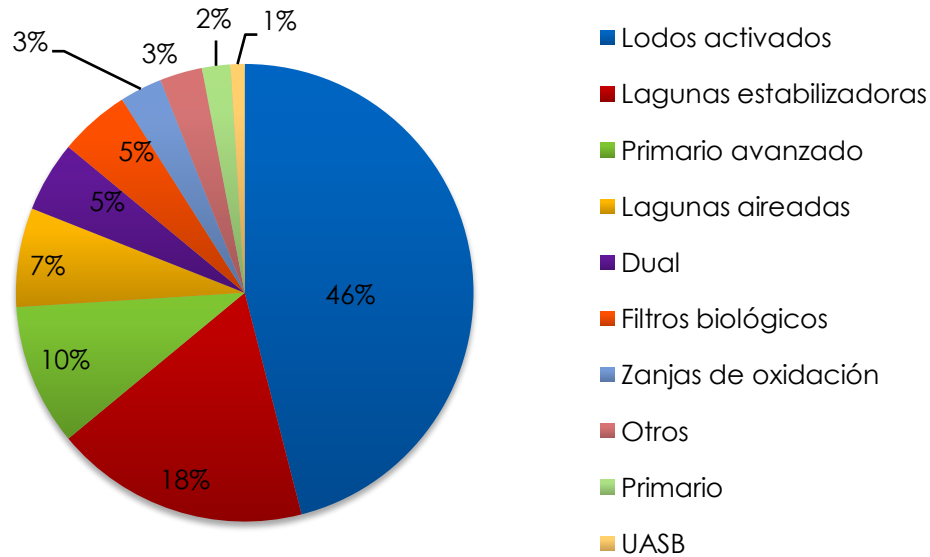


Figura 6. Procesos de tratamiento de aguas residuales municipales, 2008. La categoría otros incluye: Humedales 0.6%, tanques sépticos 0.5%, biodiscos 0.5%, tanques Imhoff 0.5%, reactores enzimáticos 0.1%, otros no especificados 0.5%. Modificado de Estadísticas del Agua en México, CONAGUA, 2010.

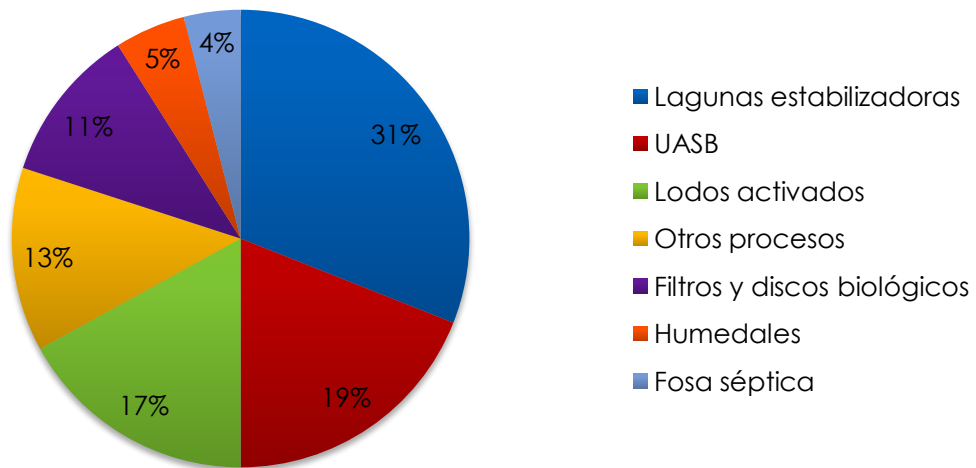


Figura 7. Procesos de tratamiento de aguas residuales municipales en la Región IV Balsas, 2007. En el concepto otros procesos incluye: Lagunas aireadas y de oxidación, primario avanzado, discos biológicos, fosa séptica y tanques Imhoff, entre otros. CONAGUA, 2009.

A menudo, los tratamientos anteriores están precedidos por sistemas de pretratamiento que eliminan los sólidos presentes y homogenizan el influente, por lo que elevan la calidad del agua tratada a pesar de incrementar los costos de construcción y de mantenimiento del proyecto (Arias, 2004). Éstos están constituidos en lo común por sedimentadores, lagunas estabilizadoras y biodigestores.

Sedimentadores. Son sistemas que se emplean para la reducción de sólidos de tamaño variable, ya sea a través de rejillas filtrantes o a través de diferencias en el peso específico de los sólidos presentes y el agua residual. Remueven entre el 5 y el 60% de materiales presentes; los cuales pueden ser recogidos y destruidos por incineración (Ramalho *et. al.*, 2003).

Lagunas estabilizadoras. Son estructuras profundas en tierra (Figura 8) donde se recolecta y se biodegrada anaeróbicamente el influente residual durante prolongados periodos de tiempo, por lo que resultan útiles para el almacenamiento del caudal. Durante el proceso anaerobio, la mayor parte de los sólidos orgánicos se hidrolizan en líquidos y gases, lo que disminuye el contenido orgánico y el valor nutrimental; sin embargo, se requieren varias unidades de tratamiento, lo que incrementa el área del proyecto (SAGARPA, 2004).



Figura 8. Laguna de estabilización rural de 5 m³. Apaxtla de Castrejón, Guerrero.

Biodigestores. Son sistemas naturales que aprovechan las reacciones enzimáticas de las bacterias anaerobias para transformar la materia orgánica del influente en metano, vapor de agua y un biosólido estabilizado (biól), el cual puede ser utilizado como abono (Figura 9). Este tratamiento puede disminuir la carga orgánica hasta un 70% y recuperar de 100 a 120 m³ de biogás por día (Juantorena *et al.*, 2000).



Figura 9. Biodigestor anaerobio tubular de 15 m³. Apaxtla de Castrejón, Guerrero.

3.4. Calidad del agua tratada

De acuerdo a Eugenio y Gallardo (2009), la valoración del agua tratada depende del uso que se le dé o el destino que tenga, por ello, la calidad del agua puede también ser definida simplemente como la aptitud del líquido para sostener varios usos o procesos. Esta aptitud es evaluada a través de parámetros físicos, químicos, y biológicos que proporcionan ciertas características al efluente (Seóanez, 1999).

La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) recomienda el uso de los siguientes parámetros para establecer la calidad del agua:

- Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅)
- Demanda Química de Oxígeno (DQO)
- Sólidos Suspendidos Totales (SST)

La DBO₅ y la DQO se utilizan para determinar la cantidad de materia orgánica presente en los cuerpos de agua con descargas de aguas residuales. La primera determina la cantidad de materia orgánica biodegradable y la segunda mide la cantidad total de materia orgánica oxidable por métodos químicos. Así, un incremento en el valor de estos parámetros disminuye el contenido de oxígeno disuelto en los cuerpos

acuáticos y altera su biodiversidad. Por otro lado, el aumento de la DQO también indica la presencia de sustancias provenientes de descargas industriales (CONAGUA, 2010).

Los SST tienen su origen en las aguas residuales y la erosión del suelo, por lo que permiten reconocer gradientes de contaminación que van desde una condición relativamente natural (o sin influencia de la actividad humana), hasta condiciones de alteración por descargas de aguas residuales (CONAGUA, 2010).

3.4. Humedales artificiales

Un humedal es una zona inundada por agua superficial o subterránea, con una frecuencia, duración y profundidad capaz de mantener vegetación adaptada a sustratos saturados y condiciones de estrés (Arias y Brix, 2003). En este sentido, los humedales artificiales (HA) (Figura 10) son específicamente diseñados para tratar las aguas residuales a través de microorganismos, plantas y animales que eleven la capacidad depuradora y potencialicen los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en la naturaleza con la intervención del sol como principal fuente de energía (Torres, 2005, Llagas y Gómez, 2006; Morató *et al.*, 2006).



Figura 10. Humedal artificial para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Tomado de Estadísticas del Agua en México, CONAGUA, 2010

Los HA ofrecen beneficios ambientales como mejoramiento de la calidad ambiental, paisaje, creación de nichos ecológicos y zonas de

amortiguamiento climáticas (Llagas y Gómez, 2006). Además, resultan económicamente más ventajosos que los sistemas de tratamiento de aguas residuales convencionales (Cuadro 2).

Cuadro 2. Comparación entre los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales y los sistemas convencionales. Modificado de Morató *et al.*, 2006.

Sistemas naturales	Sistemas convencionales
Costo de proyecto medio	Elevado costo del proyecto
Bajo costo de mantenimiento	Alto costo de mantenimiento
Bajo o nulo consumo energético	Alto consumo energético
No requiere personal técnico	Requiere personal técnico
Baja producción de lodos	Elevada producción de lodos
Buena integración en el medio	Baja integración en el medio

Existen diferentes sistemas para clasificar a los humedales, sin embargo, todos ellos toman en consideración tres criterios: El tipo de vegetación presente, el tipo de flujo y la dirección del mismo (Figura 10).

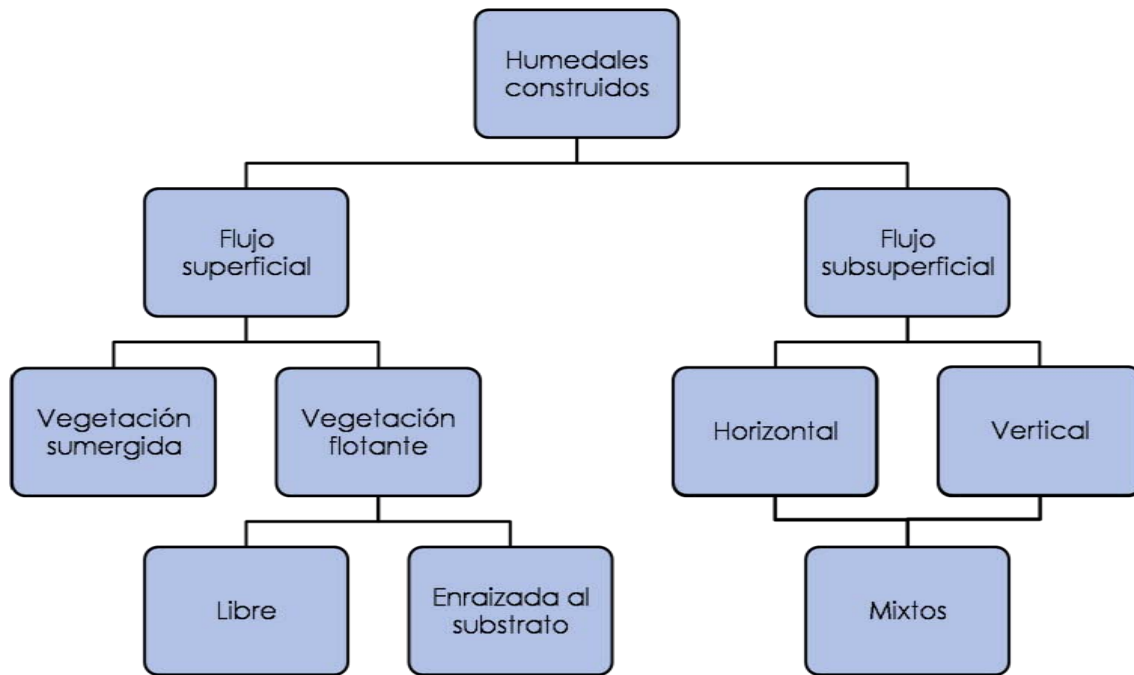


Figura 10. Clasificación de los sistemas de HA. Modificado de Arias y Brix, 2004.

Es importante destacar que los humedales de flujo superficial (HAFS) (Figura 11) se caracterizan por el flujo libre del agua sobre el sustrato y a través de los tallos y raíces de la vegetación presente (Torres, 2005); mientras que en los sistemas de flujo subsuperficial (HAFSS), el agua fluye a través de un medio poroso que sirve de material filtrante (Arias y Brix, 2003; Torres, 2005).

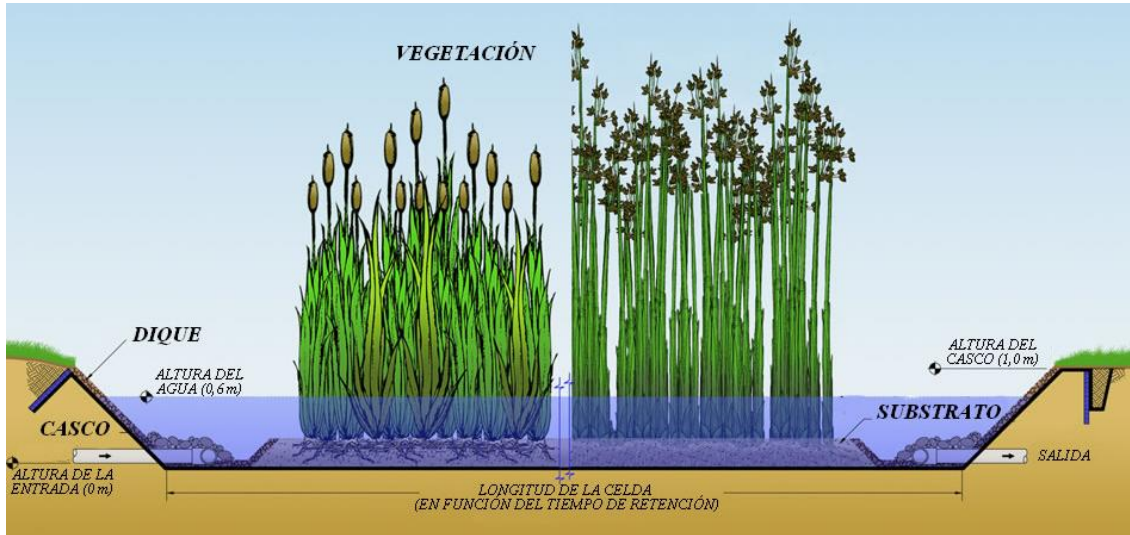


Figura 11. Estructura de un HAFS. Modificado de Natural Systems International, 2010.

Por otro lado, los humedales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSSH) (Figura 12) se diferencian de los de flujo vertical (HAFSSV) porque la circulación del agua se realiza horizontalmente a través de un sustrato permanentemente inundado con una profundidad de 0.6 m (Llagas y Gómez, 2006; Delgadillo *et al.*, 2010). En contraste, los HAFSSV funcionan con lechos de 1.8 metros de profundidad que son operados bajo ciclos de llenado, infiltración vertical y vaciado (Torres, 2005); por lo que su eficiencia de remoción es superior en algunos aspectos a los humedales de flujo horizontal (Cuadro 3).

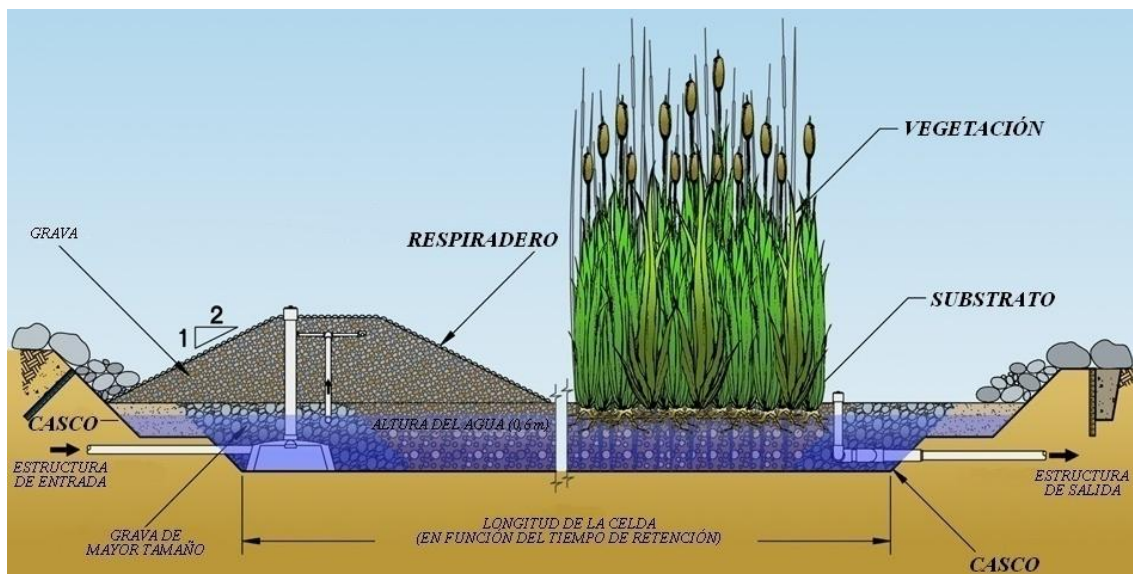


Figura 12. Estructura de un HAFSSH. Modificado de Natural Systems International, 2010.

Cuadro 3. Eficiencia de remoción de contaminantes en los HAFSS. Modificado de Arias y Brix, 2003 y Morató *et al.*, 2006.

Cuadro 3. Eficiencia de remoción de contaminantes en los HAFSS. Modificado de Arias y Brix, 2003; Morató *et al.*, 2006.

Parámetro	Eficiencia de remoción	
	HAFSSH	HAFSSV
Retención de sólidos suspendidos	Alta	Baja
Eliminación de materia orgánica	Media	Alta
Saturación de oxígeno del efluente	Baja	Alta
Eliminación de coliformes totales	Alta	Alta
Tasa de eliminación de fósforo	Mala	Mala
Tasa de desnitrificación	Media	Alta
Tasa de nitrificación	Mala	Alta

Los HAFSS presentan ventajas sobre los HAFS, debido a que estos sistemas tienen la capacidad de eliminar la DBO_5 y de nitrificar el agua tratada a niveles similares a los tratamientos secundarios o terciarios, a pesar de que la tasa de eliminación de fósforo sea pobre (Arias y Brix, 2003). Además, existe un mejor control de olores y de vectores, un aislamiento térmico y una mayor proliferación de microorganismos, debido a una mayor superficie específica proporcionada por el material de relleno (Arias, 2004).

3.4.1. Consideraciones para el diseño

La creciente aplicación de los HA como sistemas de tratamiento, junto con las estrictas normas de calidad del agua, ha sido un incentivo para el desarrollo de mejores herramientas de diseño. En ese sentido los criterios empíricos de diseño, las ecuaciones de primer orden y las modelaciones numéricas son los métodos de diseño más empleados (Buchberger y Shaw, 1995, Rousseau *et al.*, 2004).

El diseño que se obtiene por los métodos anteriores debe ajustarse a ciertas recomendaciones, como lo son el tiempo de retención hidráulica, la relación largo-ancho, la profundidad y la pendiente establecidas (Cuadro 4). Por otro lado, el diseño también debe de tomar en cuenta aspectos como: Localización geográfica del sistema, características climáticas del sitio, extensión del terreno disponible, calidad del influente/efluente y límites máximos permisibles de contaminantes establecidos por la legislación vigente (Rousseau *et al.*, 2004; Hijosa *et al.*, 2010).

Cuadro 4. Parámetros de diseño para la construcción de HA. Modificado de Arias y Brix, 2003. NA=No aplica.

Parámetro	HAFS	HAFSSH	HAFSSV
Carga orgánica entrante (kg _{DBO5} d ⁻¹ m ⁻²)	<0.0112	<0.0150	<0.0112
Carga hidráulica (m d ⁻¹)	<0.05	<0.05	<0.05
Tiempo de retención hidráulica (d)	5-15	>5	1-2
Área específica (m ²)	5-20	5-20	1-5
Relación largo-ancho (m ²)	10:1	3:1	NA
Profundidad (m)	<0.6	<0.6	>1
Pendiente (%)	0.5	0.5	NA
Relleno	NA	Grava	Grava
Vegetación	Variable	Variable	Variable

Criterios empíricos de diseño.

Los criterios empíricos son, desde el punto de vista técnico, métodos rápidos pero inciertos debido a que basan sus decisiones en múltiples observaciones de una amplia gama de sistemas, lo que dificulta encontrar criterios estandarizados.

Rousseau *et al.* (2004), describen los siguientes valores promedio utilizados como criterios empíricos de diseño:

Cuadro 5. Valores promedio propuestos como criterios empíricos de diseño para HAFSSH. Modificado de Rousseau *et al.*, 2004. NP = No presentado.

Criterio	Wood, 1995	Kadlec y Knight, 1996
Tiempo de retención hidráulica (d)	2-7	2-4
Tasa de remoción (kg _{DBO5} d ⁻¹ ha ⁻¹)	75	NP
Tasa de carga hidráulica (cm d ⁻¹)	0.2-3.0	8-30
Área requerida (d hab m ⁻³)	0.001-0.007	NP

Ecuaciones cinéticas de primer orden

De acuerdo con Buchberger y Shaw (1995) las ecuaciones de diseño se basan en dos premisas:

- I. Los HA son sistemas biológicos que operan con una cinética de primer orden, de acuerdo a la siguiente ecuación que define la tasa de remoción de contaminantes en función de la DBO₅:

$$C_e = C_i \exp^{-kT} \quad (1)$$

Donde C_e y C_i son las concentraciones del efluente y del influente en mg L^{-1} , t es el tiempo de tratamiento (en d) y k_T es una constante cinética dependiente de la temperatura (en d^{-1}), la cual puede obtenerse a partir de la siguiente relación (Delgadillo *et al.*, 2010):

$$k_T = 1.104 \times 1.06^{T_i - 20} \quad (2)$$

Donde T_i es la temperatura del influente.

Cabe destacar que las constantes asociadas a los modelos de diseño son parámetros del sistema que dependen de las variaciones de operación del mismo; por lo que los valores de k_T descritos en la literatura difieren entre sí, debido a que todos los experimentos se han llevado a cabo bajo diferentes condiciones ambientales; sin embargo, en la práctica los HAFS tienen valores de $k_{20^\circ\text{C}} \approx 0.50$, mientras que los HAFSS presentan valores de $k_{20^\circ\text{C}}$ de 1.10 (Delgadillo, *et al.*, 2010).

- II. El flujo a través del sistema es uniforme y sin interrupciones, con un tiempo de tratamiento igual a:

$$t = \frac{A n h}{Q} \quad (3)$$

Donde A es el área de tratamiento (en m^2), n es la porosidad del sustrato (en %), h la altura del humedal (en m) y Q es gasto promedio del influente (en $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$). Éste último puede ser calculado como sigue:

$$Q = \frac{Q_i + Q_e}{2} \quad (4)$$

Donde Q_i y Q_e son los flujos del influente y del efluente respectivamente. Cabe señalar que para hacer un diseño preliminar se asume que Q_i y Q_e son iguales.

La combinación de las ecuaciones 1 y 3 da el área necesaria para un humedal:

$$A = \frac{Q}{n h k_T} \ln \left| \frac{C_i}{C_e} \right| \quad (5)$$

Las dimensiones finales del sistema deben elegirse para satisfacer la ecuación 5, pero sujetas a una relación de aspecto b:a que ofrezca

menores costos de construcción y una mejora en el control hidráulico. Para obtener una relación largo-ancho de 1:3 el ancho y el largo se calculan como sigue:

$$a = \sqrt[2]{\frac{A}{3}} \quad (6) \quad b = \frac{A}{a} \quad (7)$$

Cabe señalar que el diseño dado por las ecuaciones anteriores, y por otras ecuaciones de diseño (Cuadro 6), tiene inconvenientes que se deben tomar en cuenta durante el diseño (Buchberger y Shaw, 1995; Rousseau *et al.*, 2004):

- ❖ La tasa de remoción de contaminantes y el tiempo de retención hidráulica son simplificaciones de las condiciones reales, por lo que no son probables que existan en la práctica.
- ❖ No hay un consenso universal de que la cinética de reacción para el sistema sea de primer orden, debido a que en estos sistemas se altera la tasa de remoción de contaminantes debido a los procesos internos de descomposición; por lo que este hecho debería de ser incluido en la ecuación de diseño.
- ❖ En la práctica, los humedales artificiales no presentan un comportamiento ideal de flujo a pistón.

Un modelo reciente presenta un modelo para la remoción de DQO que reemplaza k_T por otros dos parámetros: k_0 y b (Rousseau *et al.*, 2004). El modelo asume que la tasa remoción disminuye a lo largo del tiempo, a causa de que los componentes difícilmente biodegradables se acumulan dentro del sistema, lo que favorece un cambio en la composición del caudal. Este cambio en la composición es denotado por la constante de variación de primer orden k_V :

$$k_V = \frac{k_0}{bt + 1} \quad (8)$$

Donde k_0 es la velocidad inicial dependiente del volumen (en d^{-1}) y b el coeficiente de retraso (en d^{-1}).

El valor asociado a k_V va de 9 a 12 d^{-1} , mientras que b asume valores que van desde 2 a 5 d^{-1} ; por lo que este modelo se considera apropiado para

el diseño de HA, debido a que permite evaluar la disminución de la DQO o de otro componente a medida que incrementa el tiempo de tratamiento (Rousseau *et al.*, 2004). Sin embargo, no se cuenta con información suficiente sobre su empleo en la práctica.

Por su parte, Su y colaboradores (2009) proponen que un diseño óptimo puede lograrse a partir del cálculo del índice de eficiencia hidráulica λ , que depende del tiempo de tratamiento calculado para diferentes gastos, por lo que resulta ser un parámetro más robusto. Además, este valor típicamente varía con la proporción de aspecto (R) que asume el sistema; por lo que si se desea un funcionamiento adecuado debe procurarse valores de $R \geq 3$, donde $\lambda > 0,7$. (Su *et al.*, 2009).

Una manera de solucionar la sobreestimación del rendimiento dado por ecuaciones de diseño es mediante el uso de simuladores, los cuales permiten valorar el rendimiento de un humedal bajo condiciones dinámicas.

Modelaciones numéricas

La planeación convencional del diseño da como resultado el tamaño requerido por el humedal; por el contrario, la modelación numérica toma como punto de partida el tamaño para calcular el rendimiento bajo distintas condiciones (Buchberger y Shaw, 1995; Su *et al.*, 2009). La simulación hecha incluye parámetros de diseño como la concentración de contaminantes en el efluente, el caudal, los niveles del agua en el sistema de pretratamiento y la tasa de reciclaje, lo que aumenta la eficiencia de los tratamientos (Hijosa *et al.*, 2010).

Debido a su estructura modular, los métodos de modelación son bastante flexibles y fáciles de actualizar. Por lo tanto, el progreso futuro de los mecanismos fundamentales que rigen la transformación y eliminación de contaminantes y otras sustancias en el medio acuático pueden ser fácilmente incorporados en el enfoque de modelación (Figura 13) (Buchberger y Shaw, 1995).

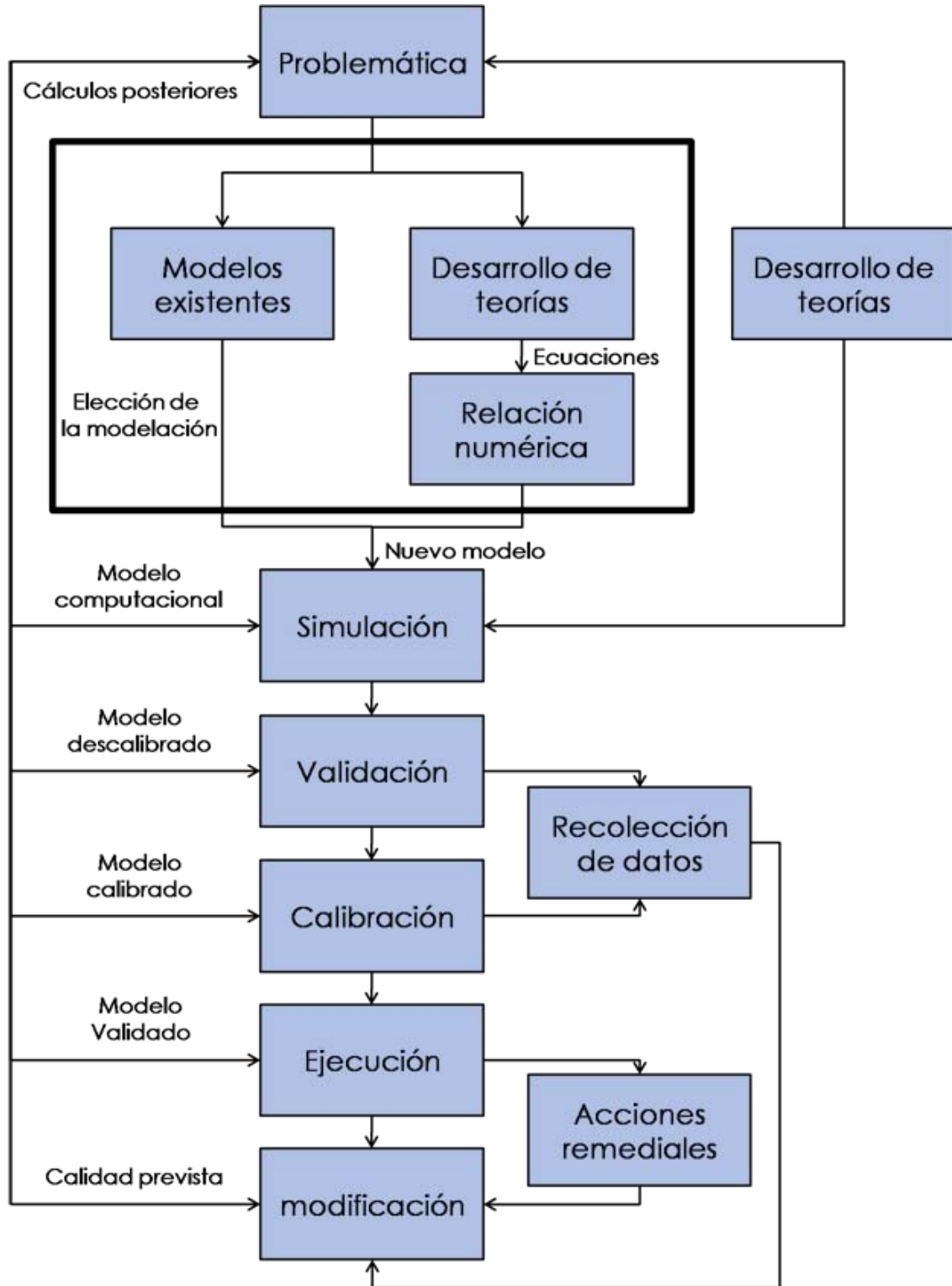


Figura 13. Proceso de modelación empleado en el diseño de HA operativos y preliminares. Modificado de Hijosa *et al.*, 2010.

Cuadro 6. Ecuaciones que sirven como apoyo al diseño de HAFSS. Modificado de Lara, 1999.

Consideración	Ecuación	Variables	Observaciones
Concentración de fondo	(9) $C_e - C^* = (C_i - C^*) e^{-t k_T}$	C_e = Concentración del efluente (mg L ⁻¹) C_i = Concentración del influente (mg L ⁻¹) C^* = Concentración de fondo (mg L ⁻¹) t = Tiempo de retención hidráulica (d) k_T = Constante de temperatura (d ⁻¹)	1
Eliminación de sólidos	(10) $C_e = C_i (0.1058 + 0.0014 \text{ CHD})$	C_e = Concentración del efluente (mg L ⁻¹) C_i = Concentración del influente (mg L ⁻¹) CHD = Carga hidráulica diaria (cm d ⁻¹)	2
Eliminación de nitrógeno	(11) $k_{\text{NTR}} = 0.01854 + 0.3922 R^{2.607}$ (12) $k_{T(>10)} = k_{\text{NTR}} (1.048)^{T-20}$ (13) $k_{T(<10)} = k_{10} (1.15)^{T-10}$	k_{NTR} = Constante de nitrificación (d ⁻¹) R = Profundidad de la raíz (%) k_T = Constante de temperatura (d ⁻¹)	3
Eliminación de fósforo	(14) $C_e = C_i \left(e^{-\frac{k_m}{\text{CHA}}} \right)$	C_e = Concentración del efluente (mg L ⁻¹) C_i = Concentración del influente (mg L ⁻¹) k_m = Constante de mineralización (cm d ⁻¹) CHA = Carga hidráulica anual (cm d ⁻¹)	4

1. En diseños preliminares la concentración de fondo es nula, haciéndose las correcciones después de madurado el sistema.
2. No se aconseja su uso como un parámetro de diseño, puesto que los SST no son un factor limitante.
3. No se debe asumir que la profundidad de las raíces ocupa la totalidad del lecho, usualmente no supera el 50%.
4. No existe un consenso acerca del valor de la constante que va asociada al modelo; usualmente se aproxima a 2.73.

3.4.2. Elección del material de relleno

Los HAFSS son sistemas que funcionan como biofiltros de grava, por lo que el medio granular es uno de sus principales constituyentes (Arias, 2004). Éste permite el anclaje de la vegetación y facilita el desarrollo de la microbiota, la cual se encarga de llevar a cabo la mayoría de los procesos de depuración.

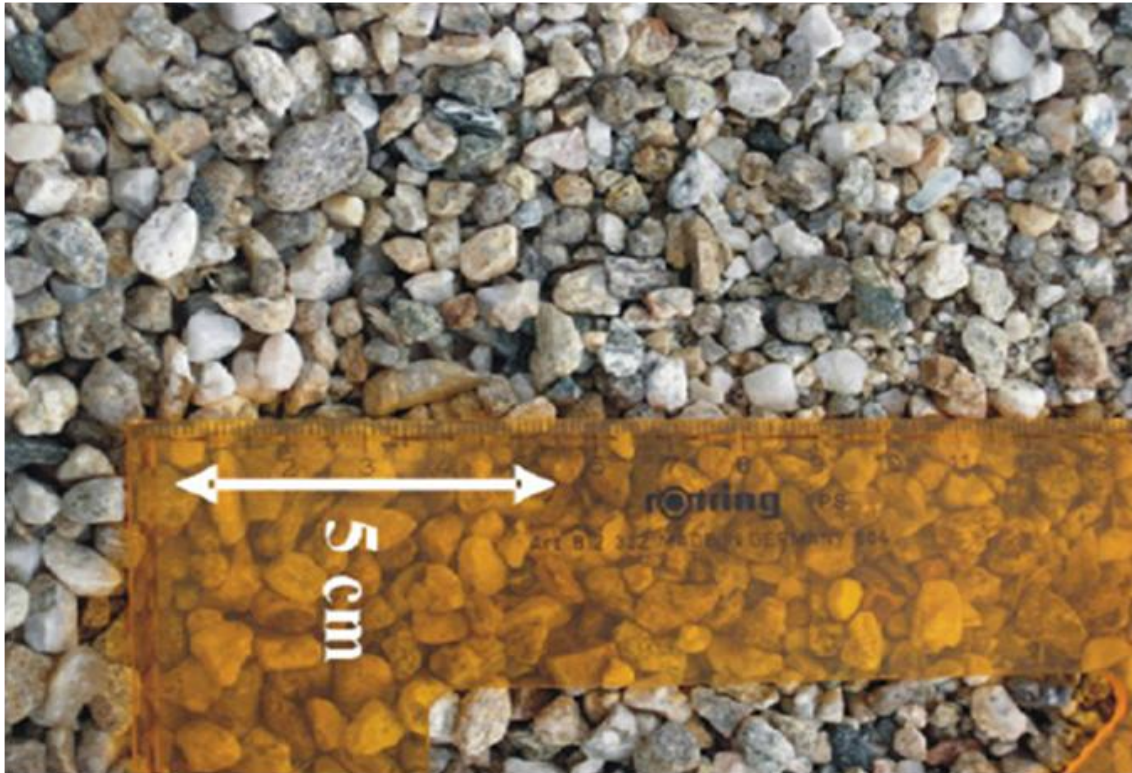


Figura 14. Material rocoso empleado como sustrato en HAFSS. Tomado de Akratos y Tsihrintzis, 2007.

Para un diseño óptimo se recomienda utilizar grava superior a 3.0 mm de diámetro (Figura 14), debido a que un tamaño menor favorece el encharcamiento (Delgadillo *et al.*, 2010). En relación a ello, durante la construcción es usual colocar en el fondo y en la superficie del lecho una capa de material pétreo de mayor diámetro que el resto, con el propósito de favorecer un buen drenaje y de proporcionar una zona más aireada para el desarrollo de raíces (Arias, 2004).

El Cuadro 7 muestra la granulometría utilizada en la construcción de humedales artificiales.

Cuadro 7. Materiales de relleno usados en la construcción de HAFSS. Modificado de Arias, 2004.

Material	Tamaño efectivo (mm)	Porosidad (%)	Conductividad hidráulica (m/d)
Arena gradada	2	23-32	100-1.000
Arena gravosa	8	30-35	500-5.000
Grava fina	16	35-38	1.000-10.000
Grava media	32	36-40	10.000-50.000
Roca pequeña	128	38-45	50.000-250.000

3.4.3. Elección del consorcio microbiano

Los microorganismos adheridos a la superficie del sustrato se encuentran en íntimo contacto con el agua residual, por lo que son los principales encargados de llevar a cabo todas las reacciones bioquímicas del proceso de depuración (Arias, 2004). Esta microbiota se encuentra organizada dentro de una matriz mucilaginosa de origen endógeno denominada biopelícula. En ella, se lleva una dinámica de crecimiento (Figura 17) que propicia la heterogeneidad estructural, génica y metabólica de los microorganismos presentes; lo que concluye en un acoplamiento ecológico donde cada integrante del consorcio está adaptado a una parte del proceso de depuración.



Figura 17. Desarrollo de biopelícula en HA. Tomado de ENTkent, 2011.

De acuerdo con Delgadillo y colaboradores (2010), son las bacterias, las algas, los protistas y los hongos los principales microorganismos que deben estar presentes en la biopelícula de los humedales:

Cuadro 8. Funciones de los microorganismos presentes en HA. Elaboración propia

Microorganismo	Función
Bacterias	<ul style="list-style-type: none">• Consumo de materia orgánica y sales minerales• Producción de enzimas• Transformación de nutrientes y nutrimentos
Algas	<ul style="list-style-type: none">• Liberación de oxígeno al medio• Contribución a la formación de la biopelícula
Protozoarios	<ul style="list-style-type: none">• Consumo de materia orgánica y sales minerales• Regulación de la población microbiana y algal
Hongos	<ul style="list-style-type: none">• Consumo de materia orgánica• Producción de enzimas

3.4.4. Elección de la vegetación

El papel que juega la vegetación en los HA es primordial en el tratamiento de las aguas residuales, ya que éstas favorecen el establecimiento de los microorganismos, permiten la estabilización del sustrato, ayudan a retener los sólidos suspendidos, disminuyen el flujo del caudal, transfieren oxígeno, mantienen la temperatura del lecho en la zona de la rizósfera, evitan la evapotranspiración y absorben los nutrimentos liberados para evitar la eutrofización (Seóanez, 1999; Werker *et al.*, 2002; Llagas y Gómez, 2006; Stein, *et al.*, 2006; Eugenio y Gallardo, 2009). De ahí que resulte necesario crear un microambiente adecuado para su desarrollo, ya que de lo contrario, se pueden crear zonas anaerobias que promuevan una disminución en los procesos relacionados con el ciclo del nitrógeno (Eugenio y Gallardo, 2009).

La profundidad del agua y la frecuencia del flujo son importantes en la determinación de las especies de plantas apropiadas (Figura 18), esto permite considerarlas como uno de los factores más importantes en la construcción.



Figura 18. Alcatraz (*Zantedeschia aethiopica*) y Platanillo (*Canna indica*) presentes en un HAFSSH, Apaxtla de Castrejón, Guerrero.

De acuerdo con Torres (2005), los principales criterios para poder seleccionar una planta adecuada son:

1. Crecimiento en zonas inundadas
2. Tolerancia a tóxicos
3. Alto contenido proteico
4. Alta capacidad de absorción de nutrimentos
5. Extenso crecimiento y periodo de cosecha
6. Eficiente sistema de transporte de oxígeno hacia las zonas anaerobias
7. Amplia zona de rizósfera

Cabe señalar que trabajos como los de Hijosa *et al.* (2010) describen que *Typha angustifolia* tiene tasas de remoción más altas que *Phragmites australis* bajo las mismas condiciones de funcionamiento; sin embargo, a pesar de los diferentes estudios de comparación de plantas que se han llevado a cabo, no hay un acuerdo claro sobre qué especies vegetales son las más eficientes para el tratamiento de aguas residuales.

Cuadro 9. Especies vegetales comúnmente empleadas en HA para el tratamiento de aguas residuales. Modificado de Torres, 2005

Tipo de planta	Ejemplos
Emergente	<i>Alisma spp.</i> , <i>Baumea articulata</i> , <i>Canna fláccida</i> , <i>Crassipes spp.</i> , <i>Cyperus spp.</i> , <i>Eleocharis dulcis</i> , <i>Eleocharis spp.</i> , <i>Fimbristylis spp.</i> , <i>Glyceria american</i> , <i>Hydrocotyle unbellata</i> , <i>Iris pseudocorus</i> , <i>Iris versicolor</i> , <i>Juncus spp.</i> , <i>Panicum hemitomon</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Pontederia cordata</i> , <i>Sagittaria spp.</i> , <i>Scirpus spp.</i> , <i>Tipha spp.</i> , <i>Zizania latifolia</i> , <i>Zizaniopsis milasea</i>
Subemergente	<i>Potamogetum spp.</i> , <i>Najas spp.</i> , <i>Elodea canadiensis</i> , <i>Vallisneria americana</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i>
Flotante	<i>Eichornia spp.</i> , <i>Lemma spp.</i> , <i>pistia stratiotes</i> , <i>Salvinia spp.</i> , <i>Spirodela spp.</i>
Raíces flotantes	<i>Neleumbo lutea</i> , <i>Nymphaea spp.</i> , <i>Nymphoides spp.</i>

3.4.5. Procesos de depuración

La depuración de contaminantes dentro de un humedal artificial se debe principalmente a la actividad bioquímica de los componentes biológicos en su conjunto, debido a que cada uno efectúa reacciones específicas dentro del proceso de depuración. Un resumen de estos procesos se presenta en los Cuadros 10 y 11.

3.4.6. Rendimiento

El rendimiento de los HA es un proceso no estacionario que se ve afectado por las variaciones temporales de la precipitación pluvial, la temperatura ambiente y la composición del influente. Sin embargo, los modelos de diseño pueden adaptarse a las variaciones ambientales del sitio de trabajo (Buchberger y Shaw, 1995).

Los humedales operan generalmente a velocidades de flujo y caudal constantes y están sujetos a drásticos cambios en la remoción de DBO_5 , 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, por lo que los efectos de la evapotranspiración no son notorios sobre una base diaria, pero pueden medirse en reducciones en el flujo de salida y un incremento en la concentración de DBO_5 durante la temporada cálida del año. Sin embargo, estos impactos hidrológicos parecen menores en comparación con los efectos de temperaturas estacionales sobre la concentración de DBO_5 a la salida (Llagas y Gómez, 2006).

La escasa representación de los procesos biogeoquímicos e hidrológicos en los modelos matemáticos utilizados durante el diseño dificultan el óptimo desempeño del sistema, sin embargo, estas deficiencias pueden ser superadas a través del uso de criterios empíricos de funcionamiento. Éstos tienen la desventaja de ofrecer poca información acerca del rendimiento esperado de los humedales sujetos a cargas variables de composición en las aguas residuales así como de los sistemas de reciclaje (Rousseau *et al.*, 2004).

Además, la falta de criterios estandarizados para la evaluación del rendimiento de remoción de contaminantes orgánicos en los HA hace difícil su comparación, son pocos los casos en los que este tipo de sistemas se ajustan a los parámetros descritos por la literatura (Hijosa *et al.*, 2010).

Cuadro 10. Procesos que contribuyen a la depuración de las aguas residuales en los HA. Modificado de Arias y Brix, 2003; Torres, 2005; Llagas y Gómez, 2006 y Delgadillo *et al.*, 2010.

Contaminante	Sistema de plantas acuáticas	Sistema de flujo superficial	Sistema de flujo subsuperficial	
			Horizontal	Vertical
Materia orgánica	Asimilación	Asimilación Adsorción	Asimilación Adsorción	Asimilación Adsorción
Sólidos en suspensión	Sedimentación	Filtración Sedimentación	Filtración Sedimentación	Sedimentación
Nitrógeno	Nitrificación Desnitrificación	Nitrificación Desnitrificación Asimilación	Nitrificación Desnitrificación Asimilación	Nitrificación Desnitrificación Asimilación
Fosforo	Precipitación Asimilación	Sedimentación Asimilación	Sedimentación Adsorción Asimilación	Sedimentación Adsorción Asimilación
Metales pesados	Sedimentación Adsorción Asimilación	Sedimentación Adsorción Asimilación	Sedimentación Adsorción Asimilación	Sedimentación Adsorción Asimilación
Patógenos	Muerte natural Depredación Eliminación UV	Muerte natural Depredación Eliminación UV Antibiosis	Muerte natural Depredación Sedimentación Antibiosis	Muerte natural Depredación Sedimentación Antibiosis

Cuadro 11. Principales procesos de depuración de contaminantes dentro de un HA. Tomado de Calvo, 1999.

Proceso	Descripción
Acción bacteriana	Conversión y transformación de contaminantes. En la transformación aerobia de los residuos orgánicos se consume el oxígeno. Se realizan también transformaciones de productos orgánicos tóxicos. Siempre se reduce la DBO.
Absorción de oxígeno	Si la lámina líquida del humedal no está en saturación de oxígeno disuelto, lo toma de la atmósfera, en aireación natural.
Sedimentación	Se debe al movimiento lento del líquido que hace que los sólidos en suspensión se depositen en el fondo. En ciertos casos se produce una floculación. En otros se originan turbulencias (en la entrada) que hacen que estos sólidos se distribuyan uniformemente.
Degradación natural	La supervivencia de muchos microorganismos tiene un plazo limitado, por lo que gran parte de ellos muere pasado un periodo de tiempo en el humedal. Por otra parte, la acción fotoquímica de la radiación solar provoca la oxidación de muchos componentes orgánicos.
Adsorción	Muchos contaminantes químicos tienden a unirse por adsorción con diversos sólidos, lo que dependerá en gran parte, de la cantidad y composición de estos, presentes en la fase líquida en forma de suspensión. Esta adsorción se complementa después casi siempre con la posterior sedimentación.
Reacciones químicas	En el humedal existen fenómenos de hidrólisis, oxido-reducción, solvatación, precipitación, etcétera.
Evaporación	Aparte de la volatilización, muchos gases que se consiguen aportar con el efluente se pueden evaporar, lo mismo ocurre con parte de la masa del humedal, que puede ver reducido así su volumen.

4. Justificación

El sitio de trabajo donde se desarrolló el presente estudio es una granja de crianza porcícola de tamaño medio dentro de una comunidad rural en Apaxtla de Castrejón Guerrero; municipio en el que existe una escasez hídrica de 2026 metros cúbicos anuales por habitante de la región. Esta situación exige que el uso del agua potable se principalmente para consumo humano y que se evite la contaminación de los cuerpos acuáticos superficiales mediante un manejo adecuado de las descargas residuales, ya que el municipio no cuenta con los recursos económicos necesarios para tener acceso a una planta de tratamiento de aguas residuales que minimice el impacto ambiental de estos vertidos.

Esta situación obliga a plantear alternativas al manejo de las descargas porcícolas, lo que convierte el empleo de humedales artificiales en una alternativa de solución que ofrece bajos costos de instalación, operación y mantenimiento, una alta eficiencia en la depuración de contaminantes, una escasa generación lodos residuales, una buena integración con el entorno y generación de ingresos extraordinarios al ser administrados como proyectos productivos (Eugenio y Gallardo, 2009).

5. Problemática

Dentro de la granja porcícola en estudio, la mayor parte de las aguas residuales son vertidas a los cuerpos acuáticos sin un tratamiento previo adecuado, lo que trae como consecuencia la contaminación y la degradación de los recursos hídricos superficiales. Además, este tipo de descargas generan quejas por parte de los vecinos y ciudadanos que viven, transitan o desempeñan actividades en las cercanías de las granjas, debido al manejo inadecuado de sus residuos.

Por ello, resulta necesario determinar el impacto ambiental que generan estas aguas residuales sobre los recursos agua, suelo y aire, además de los efectos sociales, económicos y políticos inherentes a esta actividad.

Juantorena y colaboradores (2000) describen los siguientes inconvenientes asociados con la granja porcícola:

- Generación diaria de grandes volúmenes de vertidos residuales (entre 60 y 80 litros por cabeza de 100 kg de peso).
- Alto contenido de sólidos totales (de 25 a 50 kg m⁻³); de los cuales un 80% están en suspensión.
- Ausencia de grandes corrientes de agua que puedan servir como receptores finales.
- Dificultades durante su manejo debido a sus características complejas y alto contenido de materia orgánica.

Asimismo, estas descargas presentan DBO₅ aproximadas a los 6000 mg L⁻¹, concentraciones de NTK de 900 mg L⁻¹ y coliformes totales de 2,1x10¹⁰ NMP por cada 100 mL.

Aunado a lo anterior, el tratamiento secundario de estas descargas presenta elevados costos y por lo tanto, resultan inviables para la aplicación en el sector rural o de bajo desarrollo económico. Además, este tipo de tratamientos emplean una gran cantidad de productos, cuyos residuos generan lodos residuales de difícil disposición.



6. Hipótesis

La caracterización adecuada del influente porcícola, del volumen de la descarga generada, del tiempo de retención hidráulica por tipo de contaminante y la influencia de la temperatura, permitirán establecer los criterios adecuados para el diseño de un humedal artificial de flujo subsuperficial y de las condiciones bajo las cuales funcionará, por lo que su diseño será óptimo.

7. Objetivos

General

- ❖ Establecer los criterios para el diseño de un humedal artificial de flujo subsuperficial con base en la caracterización física, química y biológica de su influente, el tiempo de retención hidráulica y las constantes de velocidad de reacción dependientes de la temperatura.

Particulares

- ❖ Analizar pH, temperatura, sólidos en todas sus formas, DQO, DBO₅, Nitrógeno Total, nitratos, nitritos, fósforo total y ortosoluble, detergentes, grasas y aceites, y coliformes totales del influente porcícola pretratado.
- ❖ Estimar el volumen de descargas residuales porcícolas generadas por 250 cabezas de ganado porcícola.
- ❖ Calcular el tiempo de retención hidráulica necesario para tratar el volumen del influente que entra al humedal.
- ❖ Determinar las constantes de velocidad de reacción dependientes de la temperatura para el humedal.
- ❖ Seleccionar el sustrato a utilizar como material de relleno en el humedal.

8. Área de Estudio

8.1. Ubicación

El Municipio de Apaxtla de Castrejón se ubica al noreste de la capital del estado de Guerrero, en las coordenadas 18° 7' 49.4'' N y 99° 55' 59.1'' W (Figura 19). Tiene una extensión territorial de 857 km², que representa el 1.3% de la superficie estatal (INEGI, 2001). Colinda en su parte Norte con los municipios General Canuto A. Neri y Teloloapan; al Sur con el de General Heliodoro Castillo; al Oeste con el de Arcelia y en la parte Este con los municipios de Cuetzala del Progreso y Eduardo Neri (CEDEMUN, 2009).

8.2. Orografía y suelo

El municipio forma parte de la Sierra Madre del Sur y aproximadamente el 82% de la superficie está formada por sierras (INEGI, 2001).

El tipo de suelo dominante es regosol eútrico con materiales ígneos extrusivos, que se encuentra en el 78% de la superficie del Municipio, aunque presenta regosol calcárico, litosol y rendzina (INIFAP-CONABIO, 1995).

8.3. Clima

El clima dominante es de tipo cálido subhúmedo Aw₀, con una temperatura media anual que fluctúa entre los 22 y 30 °C y una precipitación pluvial media anual entre los 1000 y 1200 mm (García, 1973).

8.4. Hidrología

Sus recursos hidrológicos son abundantes, constituyéndolos la subregión media de la cuenca del Balsas y los arroyos San Gaspar, El Limón, El Naranja y Oxtotitlán; cabe señalar que este último vierte sus aguas al cauce del Balsas. Para el abastecimiento de agua potable se toma el recurso de manantiales y pozos profundos (INEGI, 2001).

8.5. Flora y fauna

La vegetación está compuesta en un 17% por bosques de encino y en un 51% por bosques tropicales caducifolios (INEGI, 2001). Las especies vegetales más comunes de encontrar son el chico (*Manilkara zapota*),

huaje (*Leucaena leucocephala*), tepehuaje (*Lysiloma acapulcensis*), copal (*Bursera spp.*), ceiba (*Ceiba spp.*) y cazahuate (*Ipomoea purga*).

La fauna de la zona es escasa debido a la orografía del sitio. Sin embargo, existen registros de gato montés (*Felis silvestris*), puma (*Puma concolor*), tejón (*Meles meles*), tlacuache (didelfimorfos), venado (*Cervus spp.*), zorra (*Urocyon cinereoargenteus*), mapache (*Procyon spp.*), tigrillo (*Leopardus tigrinus*), quebrantahuesos (*Gypaetus barbatulus*), pájaro carpintero (pícid), gavilán (*Accipiter nisus*), chachalaca (*Ortalis spp.*), víbora de cascabel (*Crotalus spp.*), mazacuata (*Boa constrictor*) y monstruo de gila (*Heloderma suspectum*) (CEDEMUN, 2009).

8.6. Demografía

La población total del municipio es de 13 146 habitantes, entre los que se cuentan a 6 323 hombres (49%) y 6 823 (51%) mujeres; esto representa en total el 0.4% de la población total estatal (CEDEMUN, 2009). Cabe destacar que la densidad de población en el municipio es de 14.5 hab/km².

Las principales actividades económicas son la agricultura y la ganadería. Dentro del municipio, el 66% de la superficie total del está destinada al cultivo de maíz, frijol, chile y calabaza; aunque existen cultivos de limón, tamarindo, guayabo, mango, anona, papaya, mandarina, limón real y aguacate. Las principales tierras de cultivo de la cabecera municipal se encuentran en los siguientes lugares: Temixtenango, Jalapa, Ixcatla, Nanacatla, Choloal, El Salitre, Cuatecontitla, Tecolhuistle, La Cofradía y las de Ixtlahuaca, lo mismo que la de los planes del río. Por otra parte, la explotación pecuaria dentro del municipio se practica en forma intensiva y con técnicas tradicionales, en su mayor parte con fines comerciales, por lo que adquiere una importancia socioeconómica, esta actividad se lleva a cabo en una superficie de 9 286 hectáreas (CEDEMUN, 2009).

8.7. Condiciones particulares del sitio de trabajo

El área de trabajo se encuentra a 15 minutos dirección noreste de la cabecera municipal; se trata de una granja porcícola de ocho hectáreas situada a la ribera de un arroyo de temporal que conecta con el cauce del Oxtotitlán. En ella se encuentran cuatro corrales que albergan un promedio mensual de 250 cabezas de ganado, y que generan en su conjunto 1 800 litros de aguas residuales al día. Dentro de las inmediaciones

de la granja se cuenta con una laguna estabilizadora que fue clausurada de 36 m³ y un sistema de biodigestión anaerobia tubular con capacidad instalada de 11 m³. Además, existen cultivos de maíz, frijol y calabaza.



Figura 19. Apaxtla de Castrejón. Mapas tomados de Google™ earth © 2010.

9. Material y Método

Se realizó una búsqueda especializada de información en recursos electrónicos e impresos para la conformación del presente escrito. Fueron consultadas las siguientes bases de datos: Science Direct, Redalyc, Scopus, Scielo y Biological abstracts. Además fueron consultadas las bases de datos del INEGI, CONABIO para obtener información del medio biofísico del municipio de Apaxtla.

El trabajo de campo consistió en un muestreo mensual del agua residual porcícola pretratada por dos biodigestores anaerobios conforme lo expuesto en la NOM-AA-003-198. Dicho muestreo comprendió diez salidas al campo (septiembre de 2010 a mayo de 2011) con una duración de tres días naturales cada una, por lo que al finalizar el muestreo se contaron con 27 días de muestreo. Durante cada salida se realizó el mantenimiento de los biodigestores y la toma de muestras y parámetros de campo (temperatura, pH y oxígeno disuelto).

Las muestras recolectadas fueron trasladadas al laboratorio de Investigación y Desarrollo Tecnológico de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza para su análisis físico, químico y bacteriológico, de acuerdo a las técnicas establecidas por las normas nacionales e internacionales vigentes (Cuadro 12), así como por los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA, 1992). El control de las interferencias para dichos métodos fue realizado de acuerdo a lo expuesto por cada norma, mientras que el trabajo analítico se realizó a microescala 1:10.

Los resultados obtenidos después de la caracterización fueron capturados en una hoja de cálculo en Microsoft Office Excel 2007®, donde fueron graficados y analizados: En cada gráfica se contrastó la concentración obtenida contra el mes en que se realizó la determinación; asimismo, se anotaron los valores más altos registrados durante todo el periodo de muestreo y se compararon con los valores establecidos en los límites máximos permisibles (LMP) de la norma oficial mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Los parámetros que excedieron o se encontraron cercanos a los LMP fueron tomados como base para el establecimiento de los parámetros de diseño.

Se calculó el volumen generado por un promedio de 250 cabezas de ganado, el tiempo de retención hidráulica para la remoción de los contaminantes seleccionados como parámetros de diseño, las constantes de velocidad de reacción para las temperaturas máximas y mínimas registradas, y se seleccionó el tipo de sustrato a utilizar como material de relleno dentro del humedal.

A partir de los datos anteriores se establecieron las ecuaciones de diseño de acuerdo a lo propuesto por Buchberger y Shaw (1995) y Delgadillo *et al.* (2010). Finalmente Se elaboró un diseño para el humedal se consideraron las modificaciones hechas para el tiempo de retención óptimo, número de módulos de tratamiento y presencia de un sedimentador.

La construcción del humedal se llevó a cabo por parte del dueño de la granja con base al diseño propuesto.

Norma	Parámetro	Técnica	Método	Equipo
NMX-AA-007-SCFI-2000	Temperatura	Termométrica	Termómetro de inmersión	Termómetro -20/110 °C SAMACT20
NMX-AA-034-SCFI-2001	Sólidos	Gravimétrica	Evaporación- Calcinación	Balanza OHASUS 20K
NMX-AA-008-SCFI-2000	pH	Potenciométrica	Electrodo de calomel	Potenciómetro pH 11series OAKTON
APHA 5220-D	DQO	Espectrofotométrica	Reflujo cerrado	Colorímetro SPECTRONIC 20D MiltonRoy
UNE – EN 1899-2 1994	DBO ₅	Titulométrica	Winkler-azida	Bureta 25 ± 0.1 mL PYREX
NMX-AA-026-SCFL-2001	NTK	Titulométrica	Semi-micro Kjeldahl	Bureta 25 ± 0.1 mL PYREX
Manual LIB VIII	Nitratos	Espectrofotométrica	Ácido fenoldisulfónico	Colorímetro SPECTRONIC 20D MiltonRoy
NMX-AA-099-SCFI-2006	Nitritos	Espectrofotométrica	Sulfanilamida	Colorímetro SPECTRONIC 20D MiltonRoy

Cuadro 12. Normas oficiales mexicanas, parámetros, técnicas y métodos empleados en la caracterización del influente porcícola.

Norma	Parámetro	Técnica	Método	Equipo
PROY-NMX-AA-029/1-SCFI-2008	Fósforo total	Espectrofotométrica	Ácido ascórbico	Colorímetro SPECTRONIC 20D MiltonRoy
PROY-NMX-AA-029/1-SCFI-2008	Fósforo ortosoluble	Espectrofotométrica	Ácido ascórbico	Colorímetro SPECTRONIC 20D MiltonRoy
NMX-AA-039-SCFI-2008	Detergentes	Espectrofotométrica	Azul de metileno	Colorímetro SPECTRONIC 20D MiltonRoy
NMX-AA-005-SCFI-2000	Grasa y aceites	Gravimétrica	Extracción con disolvente	Balanza OHASUS 20K
PROY-NMX-AA-042/1-SCFI-2008	Coliformes totales	Número más probable	Fermentación de tubos múltiples	Incubadora FE131 35-40 °C
PROY-NMX-AA-042/1-SCFI-2008	Coliformes fecales	Número más probable	Fermentación de tubos múltiples	FELISA

Cuadro 12. Continuación.

10. Resultados y Discusión

10.1. Caracterización del influente

10.1.1. Temperatura

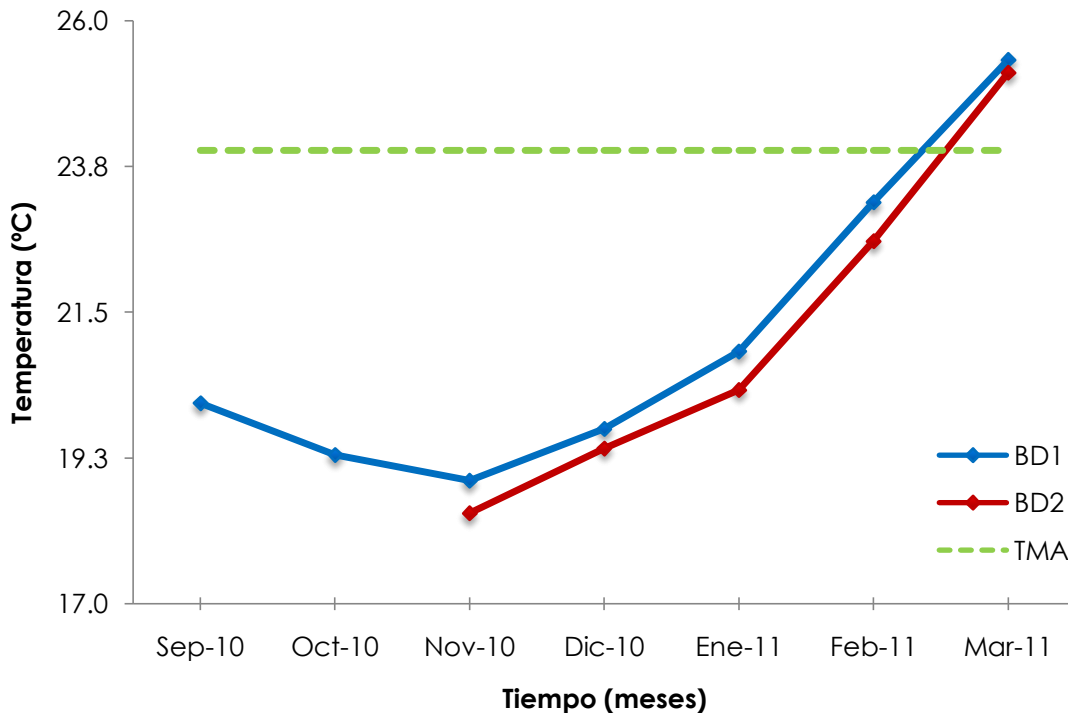


Figura 20. Comportamiento anual de la temperatura durante el periodo de muestreo. BD1 = biodigestor 1, BD2 = biodigestor 2, TMA = temperatura media anual

Durante el periodo de muestreo se observó una variación estacional de la temperatura entre los 18.7 y 27.5 °C, con un valor medio de 22.5 °C (Figura 20). Esta fluctuación coincidió con las características ecológicas del bosque tropical caducifolio en el que se encuentra el sitio de trabajo, mismas que denotaron marcados cambios de temperatura entre el periodo de secas con bajas temperaturas y ausencia de precipitaciones, y el periodo de lluvias caracterizado por temperaturas medias-altas y presencia de precipitaciones abundantes. En el presente estudio, este cambio estacional se vio reflejado en el periodo de noviembre-enero, que fueron los meses más fríos del muestreo.

Las variaciones anteriores, representaron modificaciones en la concentración de oxígeno disuelto del caudal de entrada al sistema de biodigestión, lo que favoreció la actividad enzimática anaerobia; en

consecuencia, estas variaciones afectaron el diseño del humedal, al influir en los procesos de remoción de materia orgánica, asimilación de nutrientes y reacciones del ciclo del nitrógeno que ocurren dentro del mismo.

La actividad bacteriana en el sistema de tratamiento tuvo lugar entre los 20 y 25 °C; presentándose un marcado descenso en la eficiencia de las reacciones bioquímicas cuando la temperatura se situó por fuera de este intervalo (Romero, 2004). En el caso del ciclo del nitrógeno, la mayor actividad biológica se presentó a los 20 °C, temperatura que favoreció la nitrificación e impidió la volatilización del amoníaco (Orantes *et al.*, 2001).

Se consideró que la temperatura media existente en el sitio de trabajo fue adecuada para que se llevaran a cabo los procesos dentro del sistema, tanto aerobios como anaerobios, debido a que el óptimo intervalo de temperatura favoreció la remoción de materia orgánica y la eliminación de nitrógeno simultáneamente (Romero, 2004).

10.1.2. Sólidos totales, disueltos y suspendidos

La reducción de sólidos en el efluente pretratado fue de 6.4 a 0.2 mg L⁻¹ en el biodigestor 1 (Figura 21) y de 3.0 a 0.3 mg L⁻¹ para el biodigestor 2 (Figura 22); por lo que la remoción de sólidos totales al final del muestro fue del 95%. Además, cabe señalar que el valor más alto de sólidos suspendidos totales fue registrado para octubre de 2010 con 10.8 mg L⁻¹.

Por su parte, los sólidos volátiles oscilaron durante todo el periodo entre 1.4 y 13.0 mg L⁻¹, con la mayor concentración en el biodigestor 2 para el mes de marzo de 2011. Asimismo se observó que la concentración de sólidos disueltos aumentó a lo largo del muestreo en ambos sistemas de tratamiento.

Con respecto a los LMP, la NOM-001-SEMARNAT-1996 establece una concentración de 150 mg L⁻¹ de SST para efluentes que sean descargados a cuerpos naturales; por lo que los valores descritos en el presente trabajo se encontraron por debajo de éstos.

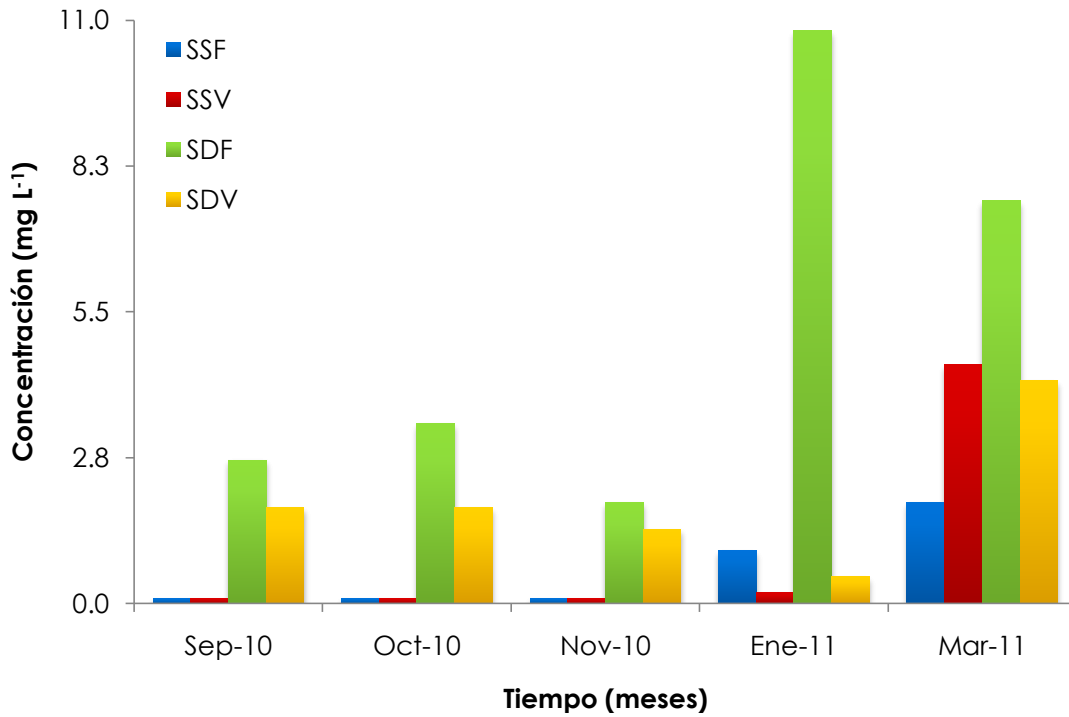


Figura 21. Concentración de sólidos totales en el Biodigester 1. SSF = sólidos suspendidos fijos, SSV = sólidos suspendidos volátiles, SDF = sólidos disueltos fijos, SDV = sólidos disueltos volátiles.

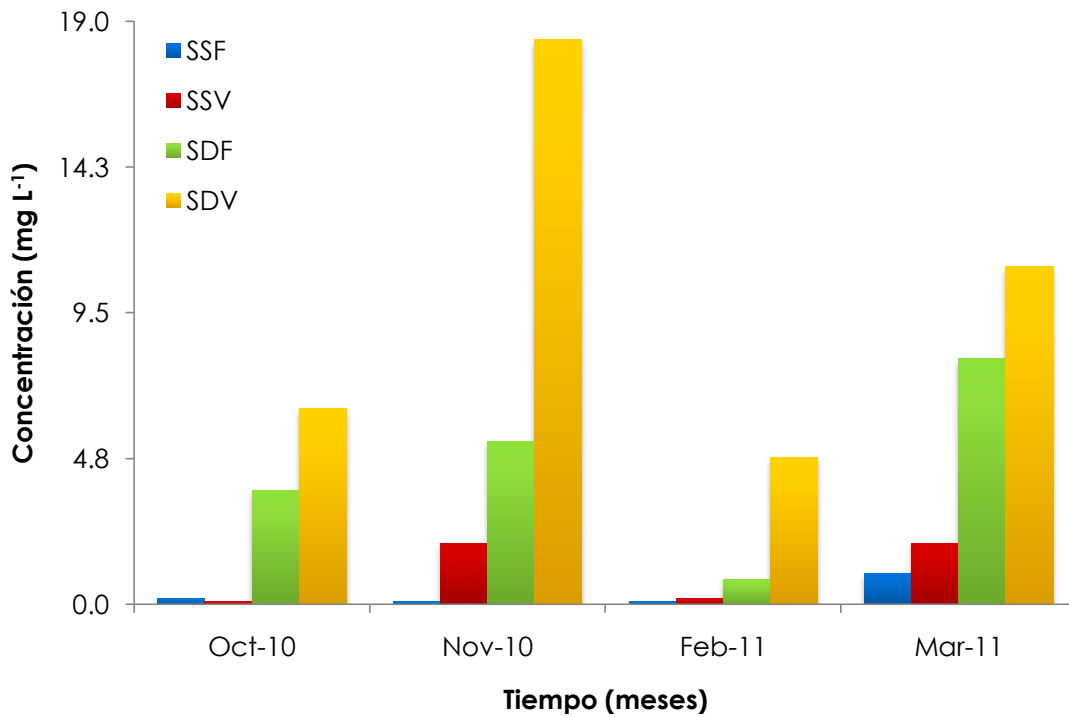


Figura 22. Concentración de sólidos totales en el Biodigester 2. SSF = sólidos suspendidos fijos, SSV = sólidos suspendidos volátiles, SDF = sólidos disueltos fijos, SDV = sólidos disueltos volátiles.

10.1.3. pH

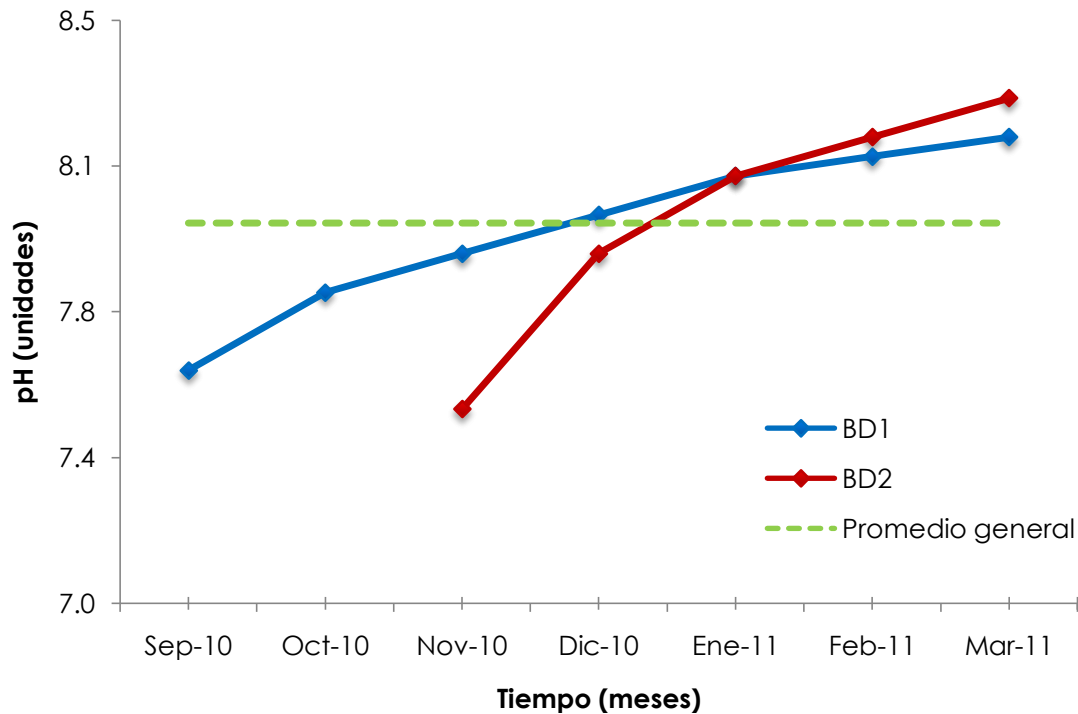


Figura 23. Comportamiento del pH en el efluente de los biodigestores. BD1 = biodigestor 1, BD2 = biodigestor 2.

El pH influye en la actividad biológica dentro de los sistemas naturales, ya que normalmente su funcionamiento se restringe a una escala bastante estrecha de pH, entre 6.0 y 8.0 (Tebbutt, 2002). Asimismo, el pH de los cuerpos de agua y el agua residual doméstica es ligeramente alcalino por la presencia de bicarbonatos, carbonatos y metales alcalinos; sin embargo, en descargas porcícolas es posible encontrar pH ácido o básico debido al uso de aditivos químicos empleados en los alimentos (Jiménez, 2002).

De acuerdo con la figura 23, el pH del efluente pretratado tendió a la alcalinidad, encontrándose en un intervalo de 7.5 y 8.4 durante los meses de muestreo. Así, el pH más ácido se encontró al inicio del periodo, mientras que para marzo de 2011 los valores se encontraron cercanos a 8.2. Para los meses anteriores el comportamiento fue similar, con variaciones en las mediciones de 0.1 décimas de unidad.

Cabe destacar que debido a la influencia del periodo de lluvias, los meses de agosto y septiembre de 2010 registraron pH por debajo de de 7.8 unidades.

En APHA (1992), se describe que las aguas naturales tienen normalmente valores de pH en el intervalo de 4.0 a 9.0, por lo que el efluente en estudio se encontró ligeramente alcalino y con una capacidad amortiguadora favorable.

De acuerdo con Sedlak (1991), el pH fue óptimo para realizar los procesos de transformación del nitrógeno, debido a que se encontró entre 7.0 y 8.5 unidades, intervalo donde la rapidez de conversión de amonio a nitritos y de nitritos a nitratos fue máximas para el periodo de diciembre de 2010 a marzo de 2011.

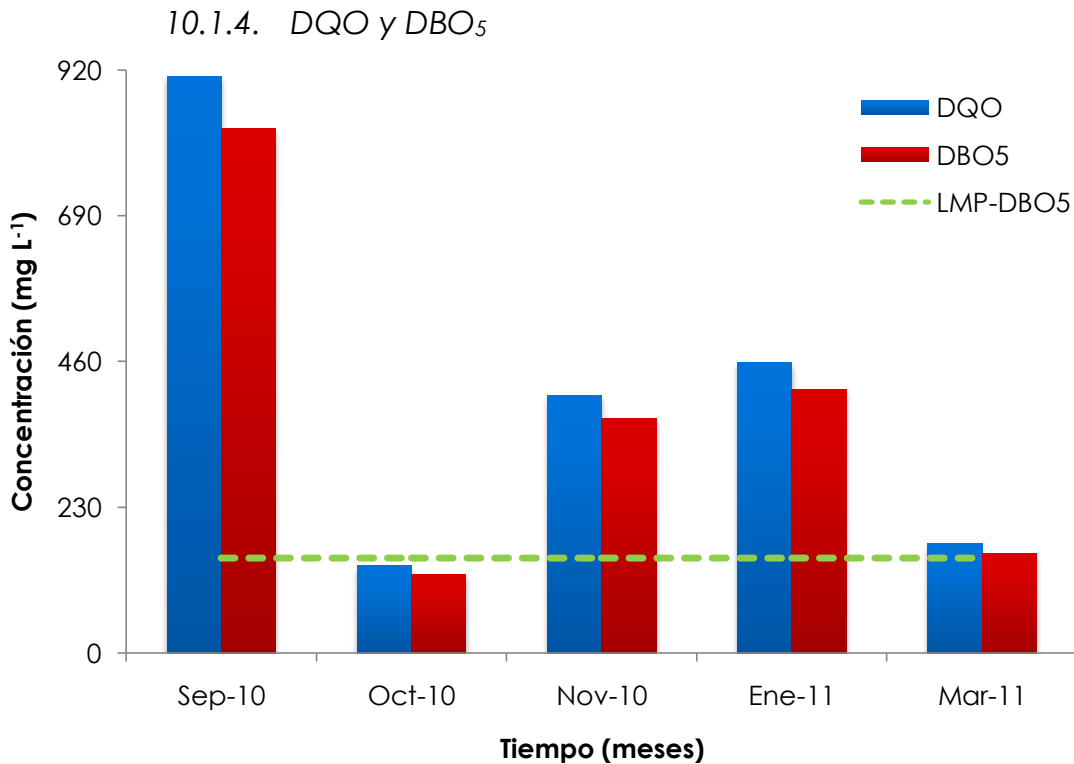


Figura 24. Concentración de DBO₅ y DQO en el efluente del Biodigester 1. LMP-DBO₅ = Límite Máximo Permissible para la descarga de DBO₅.

Como se observa en la figura 24 y 25, las concentraciones de DQO y de DBO₅ variaron desde 910 hasta 173 mg L⁻¹, y de 827 hasta 157 mg L⁻¹ respectivamente; observándose una disminución favorable en la concentración orgánica del efluente pretratado hacia el final del estudio;

con valores de remoción del 94% para los meses más cálidos del muestreo. Sin embargo, estas concentraciones aún se encontraron por arriba del LMP de la NOM-001, por lo que fue necesario implementar un tratamiento aerobio posterior, que elevara la calidad del efluente pretratado.

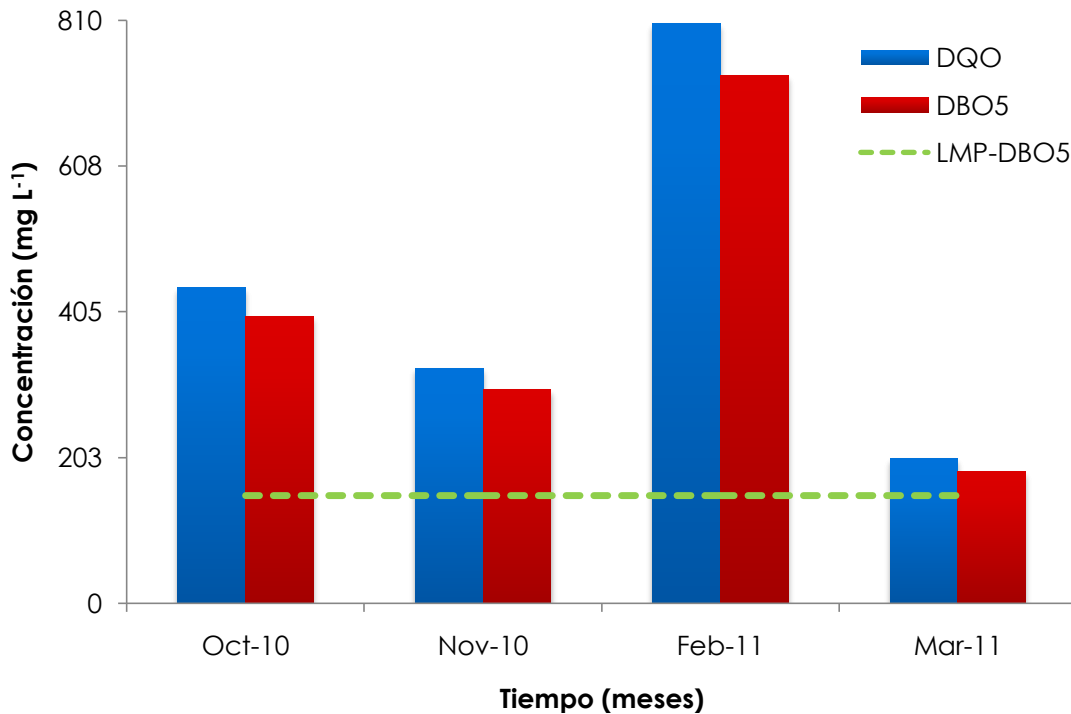


Figura 25. Concentración de DBO₅ y DQO en el efluente del Biodigester 2. LMP-DBO₅ = Límite Máximo Permissible para la descarga de DBO₅.

De acuerdo con la SAGARPA (2004), la concentración de materia orgánica de las aguas residuales porcícolas depende del tipo de actividad de crianza que se desarrolle, el número y tamaño de las cabezas, así como de la ubicación y la rutina de trabajo; por lo que las granjas pequeñas dedicadas al engorde de ganado son las que generan mayor cantidad de desechos orgánicos, debido a que dos terceras partes de los alimentos proporcionados a los cerdos se convierten en desechos que son evacuados junto con el agua de lavado y aumentan la carga orgánica de los efluentes.

En general, los pretratamientos anaerobios son eficientes en la remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos, debido a que la anaerobiosis favorece el desarrollo de consorcios bacterianos hidrolíticos-acetogénicos encargados de la degradación de la materia orgánica particulada hasta sustratos solubles, mismos que son asimilados por la biomasa

metanogénica para la formación de energía, nuevas células y subproductos metabólicos (Morales, 2005). Sin embargo, a pesar de que los rendimientos de remoción en este proceso fue cercano al 90% en el presente estudio, el efluente pretratado se consideró de mala calidad orgánica, debido a la alta concentración de sólidos disueltos volátiles aumentó proporcionalmente la DBO₅ soluble del sistema; sin contar la concentración de compuestos nitrogenados y de fósforo que no fueron removidos por la biodigestión y que por consiguiente requirieron de otro tratamiento para su remoción; pudiendo así disponer el agua residual en forma segura (Morales, 2005).

Morató *et al.* (2006) menciona que únicamente el empleo de sistemas de biodigestión provee bajos rendimientos en el tratamiento de efluentes con alta carga orgánica, por lo cual es necesario incluir en el tratamiento un sistema de eliminación de sólidos solubles posterior. En relación a esto, una experiencia publicada por Ruiz (2010), resume la aplicación de HAFSSH para tratar aguas pretratadas por biodigestión, donde se obtuvieron rendimientos de remoción de DBO₅ soluble del 90% al final del tratamiento; lo que sugiere el uso de sistemas de humedales como alternativa para el post tratamiento de aguas residuales porcícolas. Similar a lo anterior, Morató *et al.* (2006), describe que la eficiencia de remoción en los humedales es comparable con la de un tratamiento secundario, con tasas de remoción superiores al 80% para material orgánico soluble.

Debido a que el efluente pretratado en estudio excede las concentraciones máximas permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996, pero posee una considerable concentración de materia orgánica soluble, se implementará un sistema de HAFSSH diseñado para disminuir la concentración de DBO₅ por debajo de los 150 mg L⁻¹ (Morató *et al.*, 2006; Ruíz, 2010).

10.1.5. Nitrógeno

Las formas químicas del nitrógeno predominantes en el efluente porcícola fueron el nitrógeno orgánico y el amoniacal con concentraciones promedio de 108 y 96 mg L⁻¹ respectivamente (Figuras 26 y 27). Cabe destacar que a pesar de que la remoción de NTK al final del muestreo fue del 60%, se requirió disminuir esta concentración debido a que contribuye a la eutrofización de los cuerpos receptores (Sedlak, 1991; Garzón y

González, 1995; ADAM, 2004). En comparación, los nitratos y nitritos se encontraron en concentraciones menores a 2.0 mg L⁻¹.

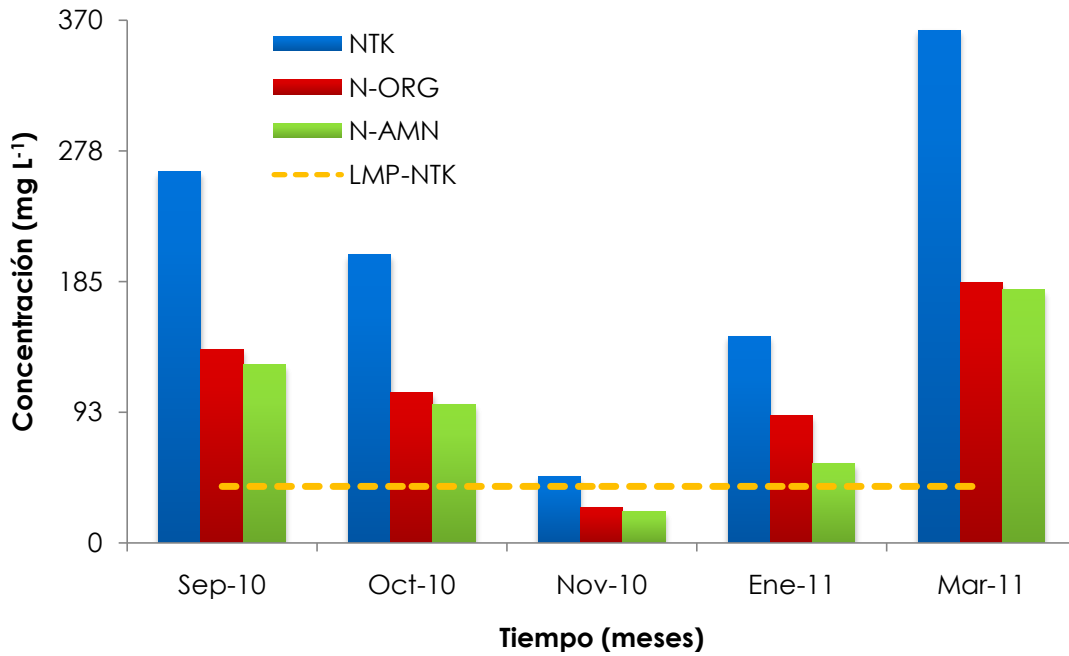


Figura 26. Concentraciones de nitrógeno total en el efluente el Biodigester 1. NTK = nitrógeno total Kjendahl, N-ORG = nitrógeno orgánico, N-AMN = nitrógeno amoniacal, LMP-NTK = límite máximo permisible para NTK.

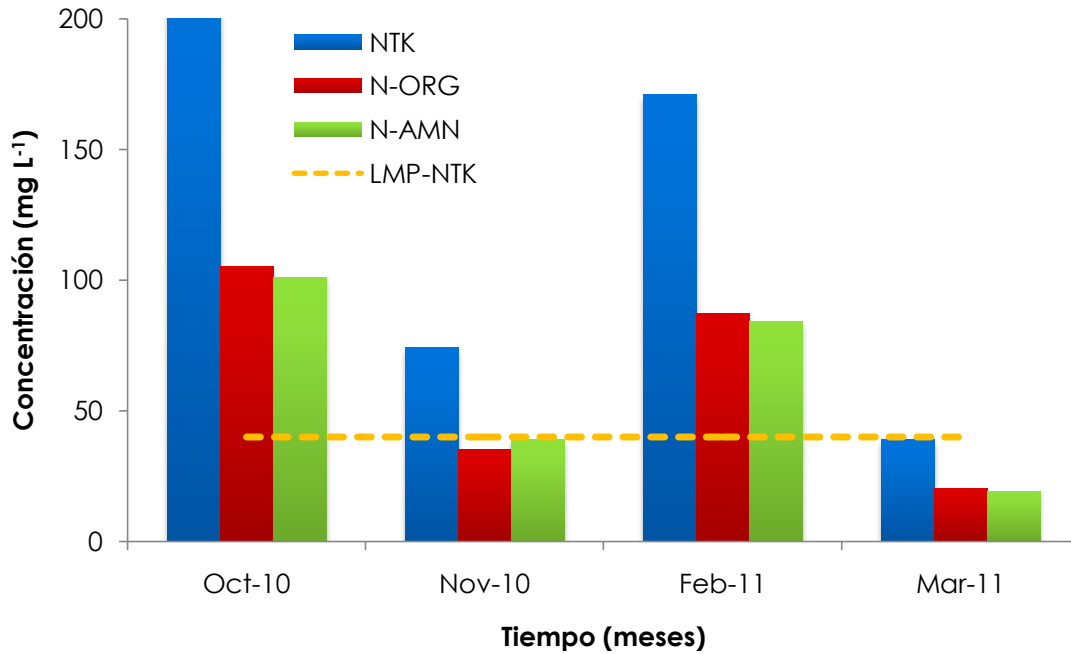


Figura 27. Concentraciones de nitrógeno total en el efluente el Biodigester 2. NTK = nitrógeno total Kjendahl, N-ORG = nitrógeno orgánico, N-AMN = nitrógeno amoniacal, LMP-NTK = límite máximo permisible para NTK.

Metcalf y Eddy (2004) describen que durante el proceso anaerobio el mecanismo de remoción del NTK ocurre de manera paralela a la remoción de las especies oxidadas del nitrógeno: En primera instancia, el nitrógeno orgánico es hidrolizado del componente soluble del influente pasando a la forma amoniacal, la cual es oxidada a nitritos a expensas de las bajas concentraciones de oxígeno disuelto de la matriz. Una vez que el sistema alcanza la anaerobiosis, el nitrógeno oxidado es desnitrificado por la biomasa facultativa removiéndolo del sistema en forma de N_2 ; en tanto que las especies reducidas presentes en el influente son removidas por la volatilización del amoniaco.

Cabe destacar que los nitratos y nitritos se encontraron muy por debajo de la concentración de nitrógeno amoniacal y orgánico (Figuras 28 y 29), por lo que se consideraron no relevantes para efectos de diseño. A pesar de ello, el efluente requirió disminuir su concentración de nitrógeno en el vertido final a fin de aminorar los impactos negativos sobre los cuerpos superficiales (APHA, 1994).

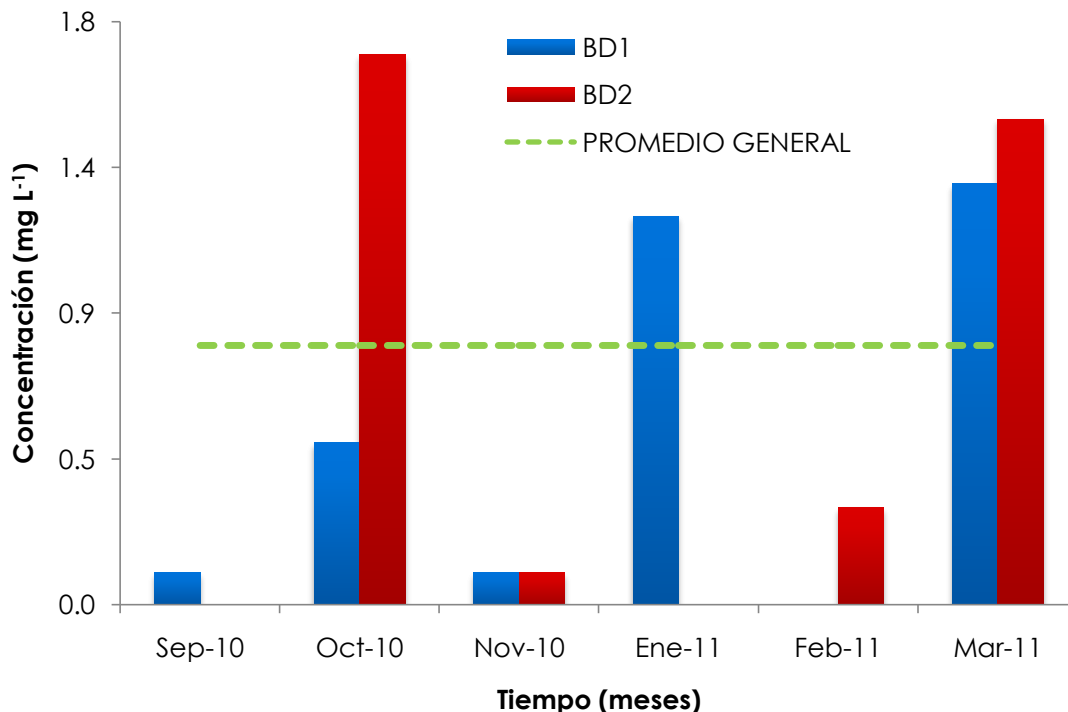


Figura 28. Concentración de nitratos en el efluente predigerido. BD1 = biodigestor 1, BD2 = biodigestor 2.

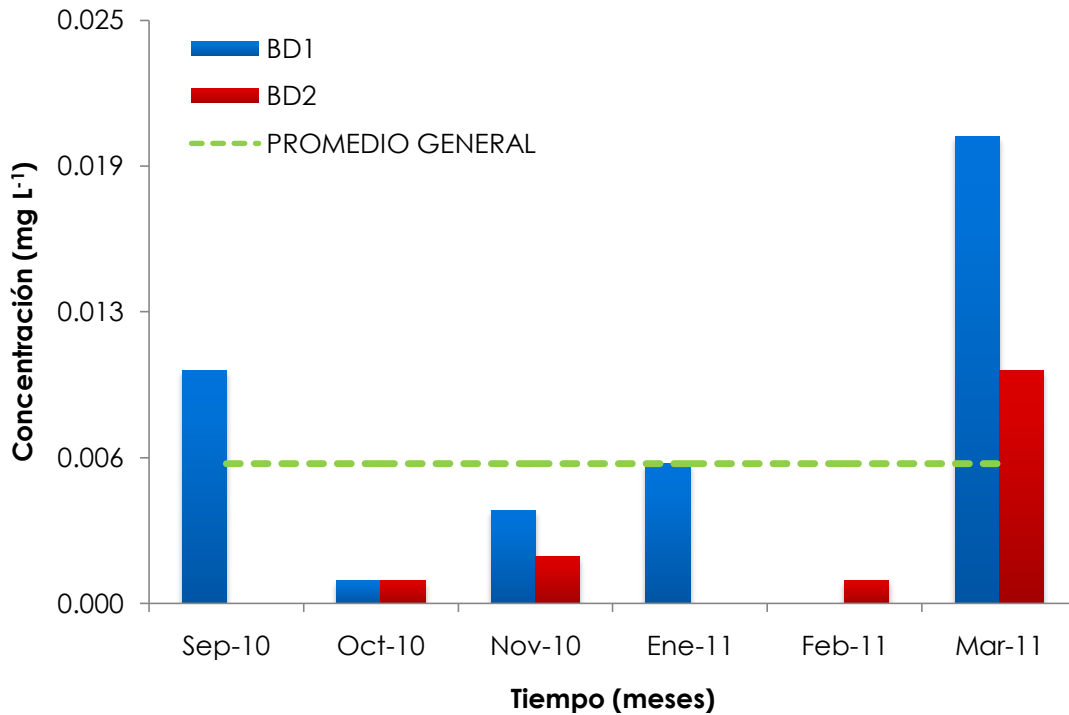


Figura 29. Concentración de nitritos en el efluente predigerido. BD1 = biodigestor 1, BD2 = biodigestor 2.

Sedlak (1991) describe que la eliminación de estos compuestos nitrogenados en el efluente porcícola dependió de la temperatura, la concentración de materia orgánica y de oxígeno disuelto, por lo que una parte del nitrógeno fue removida por el crecimiento neto bacteriano, mientras que otra parte del nitrógeno fue removida mediante los procesos de nitrificación y desnitrificación de géneros bacterianos *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, respectivamente.

Además de los géneros anteriores, Metcalf y Eddy (2004), describen que en efluentes residuales es común encontrar genero asociados como *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* y *Nitrosorobrio*, los cuales son capaces de obtener energía de la oxidación del amonio a nitritos; mientras que *Nitrococcus*, *Nitrospira* y *Nitroeystis*, pueden oxidar el nitrito a nitrato (González y Garzón, 1995; Orantes et al., 2001). Cabe destacar que la estequiometría de estas reacciones puede ser establecida de acuerdo con la fuente donadora de electrones, la cual puede ser el agua residual misma, el metanol o el acetato (Orantes et al., 2001; Metcalf y Eddy, 2004).

El NTK fue considerado como un factor de diseño para el humedal, debido a que su concentración en el efluente afecta el equilibrio ecológico de los cuerpos receptores (Garzón y González, 1995); por lo que un tratamiento posterior en un sistema aerobio favorecerá la oxidación del remanente amoniacal presente en el efluente, lo que permitirá su eliminación por asimilación biológica (Metcalf y Eddy, 2004).

10.1.6. Fósforo

Como se observa en las figuras 30 y 31, se presentó una disminución de 3.9 a 1.4 mg L⁻¹ en la concentración de fósforo hidrolizable a lo largo de los meses de muestreo; en tanto que, existió una tendencia hacia el aumento de la concentración ortofosfatos (0.2 a 5.8 mg L⁻¹) durante el mismo periodo de tiempo. Aunado a lo anterior, se pudo observar una disminución poco apreciable en la concentración total de fósforo en el sistema.

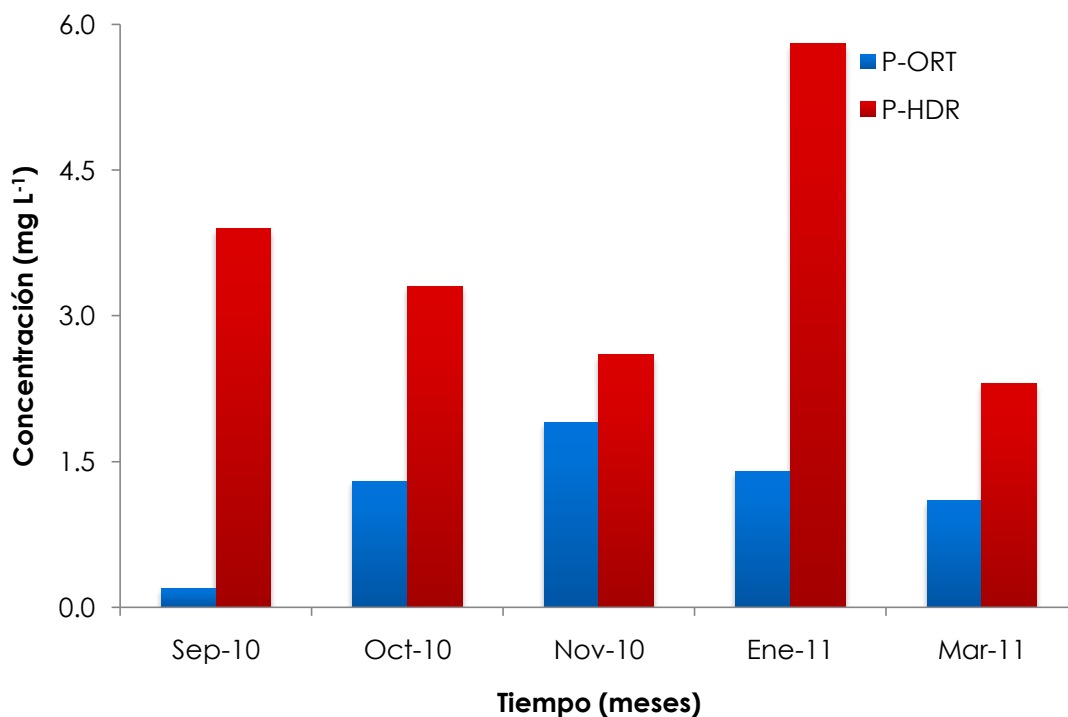


Figura 30. Concentraciones de fósforo total en el efluente del biodigestor 1. P-ORT = Fósforo ortosoluble, P-HDR Fósforo hidrolizable.

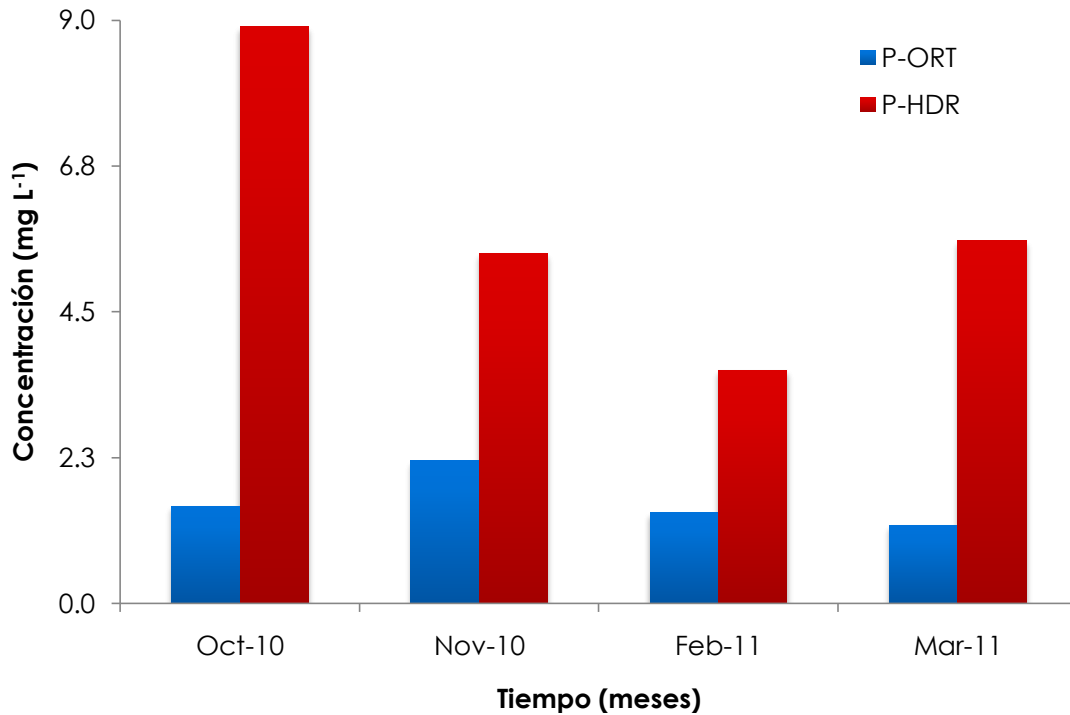


Figura 31. Concentraciones de fósforo total en el efluente del biodigestor 2. P-ORT = Fósforo ortosoluble, P-HDR Fósforo hidrolizable.

Delgadillo *et al.* (2010) menciona que los sistemas biológicos presentan bajas eficiencias de remoción de fósforo, en parte debido a la baja asimilación biológica de las especies vegetales, por lo que sugiere incluir tratamientos previos o posteriores para conseguir adecuadas concentraciones de fósforo en el efluente final. Con respecto a ello, Metcalf y Eddy (2004) mencionan que los tratamientos anaerobios disminuyen de manera significativa la concentración de fosforo hidrolizable en el efluente debido a que favorecen una rápida hidrólisis de los polifosfatos orgánicos. En consecuencia, son liberados ortofosfatos que son asimilados por las bacterias acumuladoras de fósforo en forma PHB (poli-β-hidroxi-butirato). Sin embargo, esta biosíntesis libera más ortofosfatos al exterior celular como resultado de la hidrólisis del ATP en ADP, lo que favorece la formación de una concentración de fondo en el efluente.

En el presente estudio, se tomó en consideración que la construcción del humedal disminuiría la concentración de ortofosfatos, debido a que el pretratamiento anaerobio instalado permitió remover los polifosfatos presentes.

10.1.7. Detergentes

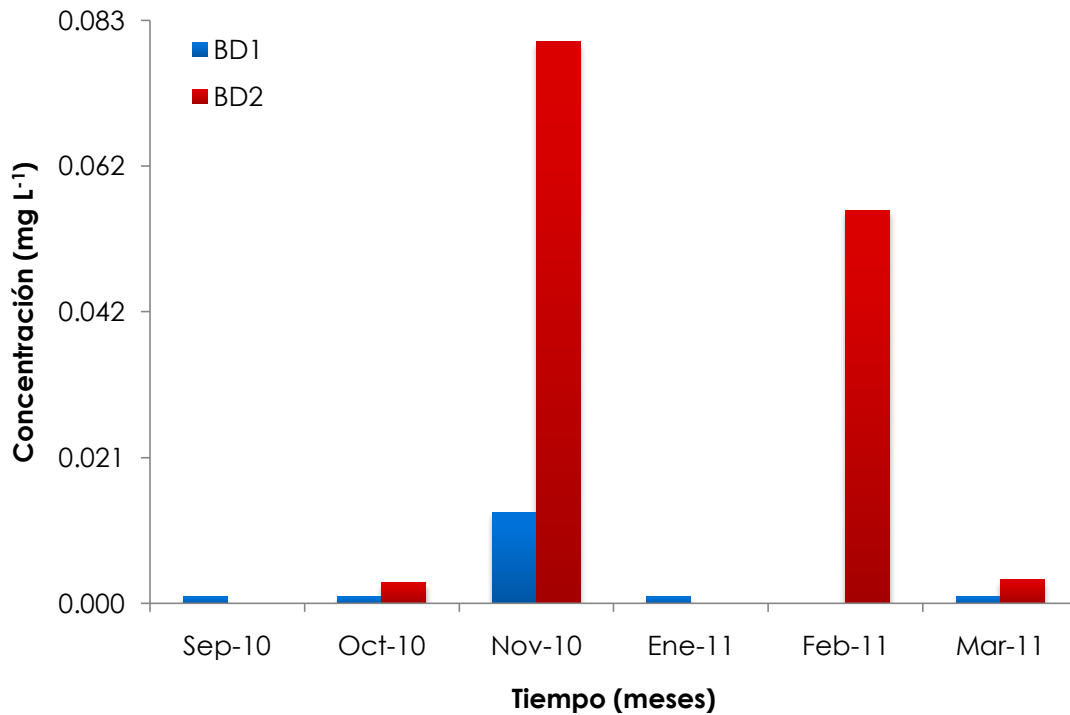


Figura 32. Concentración de detergentes en el efluente pretratado. BD1 = biodigestor 1, BD2 = biodigestor 2.

El término SAAM (sustancias activas al azul de metileno) designa a todas aquellos compuestos iónicos presentes en las aguas residuales que poseen actividad surfactante sobre la misma; pudiendo ser considerados como detergentes. Estos son productos complejos que contienen uno o varios agentes activos de superficie y compuestos minerales (carbonatos, fosfatos, polifosfatos y perboratos) (Eugenio y Gallardo, 2009).

En el sistema los valores encontrados durante la caracterización no superaron 1.0 mg L^{-1} (Figura 32); teniendo la mayor concentración (0.082 mg L^{-1}) en el biodigestor 2 durante el mes de noviembre de 2010, y la menor concentración de 0.001 y 0.004 mg L^{-1} para ambos sistemas al finalizar el periodo de muestreo

Las SAAM incorporadas a las corrientes de los humedales son aportadas principalmente por las descargas de agua residual doméstica, fue importante evaluar este parámetro ya que las grasas en presencia de sales alcalinas forman glicerinas y ácidos grasos que al reaccionar con los álcalis forman los jabones; estas sustancias contribuyen al problema de la

formación de espumas mismas que impiden el contacto aire agua y por lo tanto no hay una buena oxigenación, en consecuencia facilita la disolución de sustancias que anteriormente no eran tan solubles, de esta forma se aumenta la sensibilidad de un cuerpo receptor a ser contaminado. Sin embargo, en el efluente del biodigestor no hay presencia significativa de espumas, por lo cual se asume que en el humedal la concentración de SAAM es mínima y sin problemas de contaminación por estas sustancias.

10.1.8. Grasas y aceites

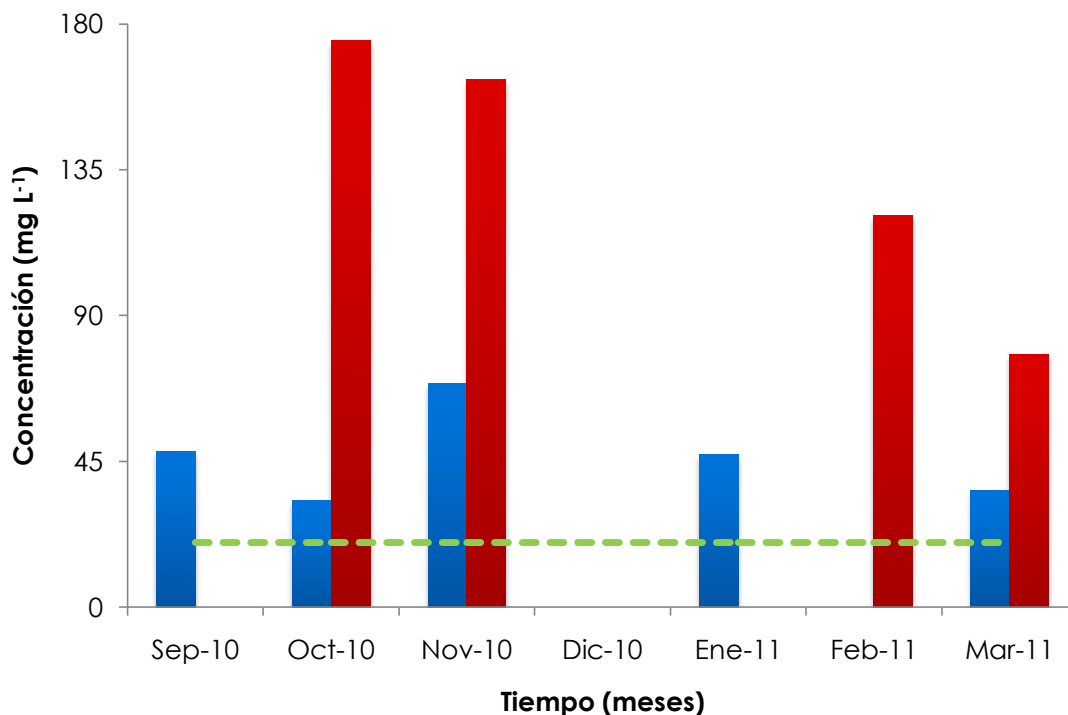


Figura 33. Concentración de Grasas-Aceites en el efluente pretratado. BD1 = Biodigestor 1, BD2 = Biodigestor 2.

En lo que respecta a las grasas y aceites, no se observó una tendencia definida para el muestreo (Figura 33), debido a que los valores presentaron variaciones no relevantes entre cada determinación; sin embargo, sí fue posible observar que la concentración en el segundo biodigestor fue mayor, obteniendo en este sistema valores máximos de 175 mg L⁻¹ para el mes de octubre de 2010; en contraste, las concentraciones en el biodigestor 1 no superaron los 70 mg L⁻¹ durante todo el muestreo. Cabe señalar, que en ambos casos, el efluente pretratado supera las

concentraciones establecidas por la NOM-001-SEMARNAT-1996, por lo que para su depuración es necesario diseñar el humedal con alta capacidad de carga orgánica, a fin de que su remoción se adecue al modelo propuesto para la remoción de DBO_5 .

Los resultados anteriores pudieron deberse al grado de maduración en el que se encontró el primer sistema, debido a que durante las primeras etapas de la biodigestión son liberadas exoenzimas que hidrolizan los enlaces éster de los triacilglicéridos presentes en la materia orgánica; esto provoca un aumento en la concentración de ácidos grasos de cadena larga (AGCL) en el efluente; posteriormente, durante acetogénesis los AGCL son metabolizados hasta a ácidos grasos volátiles (AGV) que se volatilizan del sistema en conjunto con el metano; esto desplaza el equilibrio del sistema hacia la disminución de grasas y aceites del efluente.

10.1.9. Coliformes totales

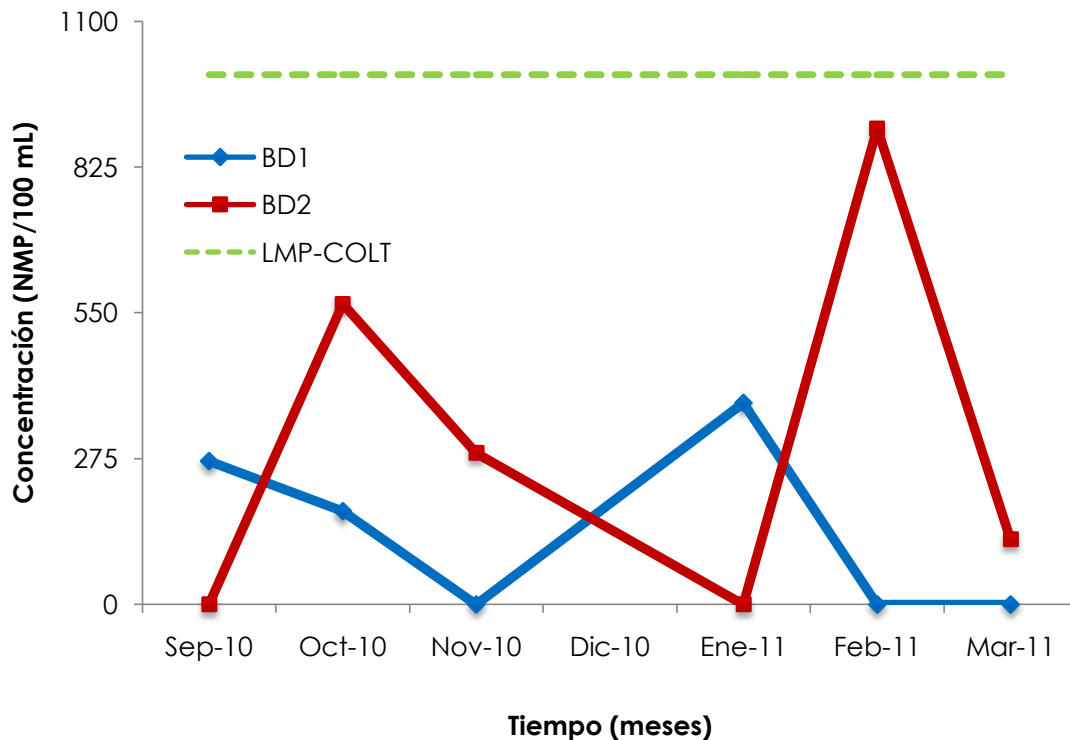


Figura 34. Concentración de coliformes totales en el efluente porcícola pretratado. BD1 = Biodigestor 1, BD2= Biodigestor 2, LMP-COLT = Límite máximo permisible para coliformes totales.

Como se muestra en la figura 34, se observó una disminución importante en la concentración de organismos coliformes dentro del pretratamiento, disminuyó la concentración de unidades formadoras de colonias (UFC's)

en el biodigestor 1 de 270 NMP/100 mL en el mes de septiembre de 2010 a 0 NMP/100 mL para noviembre del mismo año. Esto representó una eficiencia de remoción del 100% en un periodo de 3 meses; a pesar de presentar un pico de 380 NMP /100 mL en el mes de febrero de 2011 debido al cambio del biodigestor. En comparación, el biodigestor 2 presentó la mayor concentración de coliformes registrada para todo el estudio, con 1898 NMP/100 mL de UFC's en el mes de enero de 2011, misma que disminuyó a 0 NMP/100 mL para el mes siguiente.

El proceso de biodigestión puede ser considerado como un tratamiento térmico de eliminación de patógenos, debido a que durante el proceso se es común que se alcancen temperaturas por arriba de los 30 °C, donde la mayoría de los coliformes totales inactivan su actividad biológica, favoreciendo su depredación por la biomasa del sistema (Morales, 2005).

Los coliformes no son en sí mismos perjudiciales, pues varias especies participan en pasos importantes durante la degradación de la materia orgánica; además son microorganismos indicadores de la contaminación biológica del agua con heces fecales; pues denotan la posible existencia de patógenos entéricos en los causes naturales (Eugenio y Gallardo, 2009).

De acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996, la concentración de coliformes totales en efluentes destinados al vertido a causes naturales no debe de superar los 1000 NMP/100 mL. En relación a lo anterior, se pudo observar que los valores registrados en el sistema cumplen con los LMP establecidos por la normatividad en la mayoría de los casos; con picos de elevada concentración sólo en eventos de cambio de biodigestor, por lo que no se considera su concentración como un parámetro de diseño para el humedal.

10.2 *Diseño del humedal*

El diseño del humedal se realizó con base a las consideraciones previas expuestas por Lara (1999), Arias y Brix (2003) e Hijosa y colaboradores (2010). Así, se definieron como variables de diseño: La composición del influente a tratar, las fluctuaciones térmicas del sitio de trabajo y las consideraciones hidráulicas de operación del sistema. Debido a que las variables anteriores afectan el Tiempo de Retención Hidráulica (TRH), éste

también fue considerado como un parámetro de diseño dependiente de los valores asumidos para las variables antes propuestas.

10.2.1 Cálculo de las variables de diseño

A) Composición

El criterio para la selección de las variables de composición se basó en la concentración máxima registrada de los parámetros de muestreo, misma que fue contrastada con los LMP de la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Cuadro 13). Al respecto, el empleo de múltiples variables de composición permitió dimensionar la superficie de terreno necesaria para tratar los diferentes contaminantes presentes en el influente, por lo que la validez del diseño estuvo sustentada en que éste previó el área suficiente para la remoción de todos los contaminantes, siendo el contaminante que requiere la mayor área para su remoción el factor limitante del diseño (Lara, 1999). De esta manera fueron seleccionadas como variables de diseño la DQO, la DBO₅ y el NTK, ya que registraron los valores más altos y excedieron los LMP durante todo el monitoreo.

Cuadro 13. Valores registrados para los parámetros de caracterización empleados en el diseño. *Calculado como el 110% del valor establecido para la DBO₅.

Parámetro	Concentración del influente			LMP NOM-001
	Mínimo	Máximo	Media	
SST	0.1	18.0	18.0	150 mg/L
DQO*	173	910	542	165 mg/L
DBO ₅	157	828	493	150 mg/L
NTK	42	700	371	40 mg/L
P-TOT	3.4	10.0	6.7	20 mg/L
G-A	3.3	17.5	10.4	20 mg/L

Esta caracterización indica que este tipo de descargas posee una alta carga orgánica biodegradable (993 mg L⁻¹ de DBO₅) y moderado valor nutritivo (74 mg L⁻¹ de NTK); por lo que se asemeja a la composición descrita para efluentes residuales municipales, con una DQO máxima de 2000 mg L⁻¹ (Metcalf y Eddy, 2004). Al respecto, la literatura ha descrito que sistemas del tipo subsuperficial son capaces de depurar hasta un máximo de 60 mg m⁻² d⁻¹ de DBO₅ sin sufrir estancamiento (Lara, 1999; Caselles, 2006).

De acuerdo con el Cuadro 13, la concentración de DBO_5 es cerca de 14 veces más grande que la de NTK, debido a que en descargas agropecuarias, las concentraciones son entre 10 y 100 veces más grandes de DBO_5 que de NTK y de PT respectivamente (Hammer, 1992); por lo que el área de tratamiento para cada uno de estos parámetros tendió a coincidir para el caudal residual porcícola. Además, el área mínima para la remoción de DBO_5 aseguró el área mínima suficiente para las transformaciones del nitrógeno (Lara, 1999).

Los valores presentados en este trabajo difieren considerablemente de los descritos por Hammer (1992) (Cuadro 14), que establece el dimensionamiento de HA para descargas agropecuarias con base a valores ponderados de las cargas orgánicas y nutrimentales de diferentes descargas.

Cuadro 14. Composición de las descargas residuales generadas por diferentes tipos de ganado. Modificado de Hammer (1992).

Origen	Carga orgánica diaria	Carga nutrimental diaria	
Vacuno	15 460 $\text{mg}_{\text{DBO}_5}/\text{L}$	372 $\text{mg}_{\text{NTK}}/\text{L}$	66 $\text{mg}_{\text{P-TOT}}/\text{L}$
Porcino	6 000 $\text{mg}_{\text{DBO}_5}/\text{L}$	680 $\text{mg}_{\text{NTK}}/\text{L}$	227 $\text{mg}_{\text{P-TOT}}/\text{L}$
Avícola	6 000 $\text{mg}_{\text{DBO}_5}/\text{L}$	130 $\text{mg}_{\text{NTK}}/\text{L}$	50 $\text{mg}_{\text{P-TOT}}/\text{L}$

Debido a que en este documento se presentan los valores correspondientes a un caudal residual pretratado por biodigestión anaerobia, se obtuvo al final del estudio una disminución del 83% de la carga orgánica total del influente crudo; por lo que se puede asumir que el pretratamiento favoreció significativamente la eliminación de materia orgánica y de nitrógeno del efluente; lo que redujo el área necesaria para el tratamiento y alargó la vida útil del humedal (Caselles, 2006).

B) Temperatura

Durante los meses del muestreo se observó una variación temporal de la temperatura de $\pm 8\text{ }^\circ\text{C}$; misma que produjo una variación en el valor de la constante cinética igual a 6 décimas (Cuadro 15).

Cuadro 15. Valores registrados para la temperatura y calculados para la constante de reacción.

Temperatura (°T)			Constante de reacción (k_T)		
min	máx	prom	mín	máx	prom
20 °C	28 °C	24 °C	1.1040 d ⁻¹	1.7601 d ⁻¹	1.3938 d ⁻¹

El valor calculado de k_T a partir de la ecuación 2 representó una aproximación considerable de la influencia de la temperatura en los procesos de depuración durante el periodo más frío del sitio de trabajo (EPA, 2000, Werker *et al.*, 2002, Rousseau *et al.*, 2004); sin embargo, existieron variaciones mayores al 5% para diferentes temperaturas. Al respecto, en comparación con el modelo original propuesto por Kickuth (1977) el valor de k_T para el presente estudio difirió en 0.90 décimas, aunque se han reportado valores que fluctúan desde 0.07 hasta 1.10 (EPA, 2000; Stone *et al.*, 2004; Zurita *et al.*, 2009). Por lo que en la actualidad, Vymazal, (2005), y Kumar y Zhao (2011) sugieren que valores superiores a 0.10 se consideran suficientes para el diseño. Asimismo, se ha observado que el valor de k_T tiende a incrementarse con la tasa de carga hidráulica y orgánica del sistema, por lo se espera que el valor de k_T calculado para el humedal aumente una vez maduro el sistema (Vymazal, 2005).

Las variaciones anteriores afectaron a una gran variedad de procesos físicos y biológicos dentro del humedal, especialmente los relacionados con el ciclo del nitrógeno (Werker, *et al.*, 2002; Rousseau *et al.*, 2004; Kumar y Zhao, 2011); por lo que el diseño del humedal requirió una comprensión fundamental de la dependencia de los procesos biológicos con la temperatura. Referente a ello, los datos descritos por Reed y Brown (1995) y Kadlec y Knight (1996) demuestran que la variación en la remoción de DBO_5 con respecto a la temperatura es despreciable y puede ser omitida del diseño; mientras que variaciones mayores a 5 °C pueden aumentar o disminuir las constantes cinéticas relacionadas con el ciclo del nitrógeno (Werker *et al.*, 2002); por lo que el éxito del diseño se basó fundamentalmente, en la modelación térmica hecha con base a las ecuaciones anteriores.

Kadlec (2000), Werker *et al.* (2002), Stone *et al.* (2004) y Kotti *et al.* (2010); han demostrado que el modelo cinético empleado en nuestro humedal representa válidamente las variaciones de temperatura, por lo el diseño de éste, proporcionó la máxima área de tratamiento necesaria para alcanzar

la tasa de eliminación deseada, teniendo en cuenta la reducción exponencial de la concentración contaminante a través del tiempo y a lo largo del humedal (Reed y Brown 1995; Kadlec y Knight, 1996; Knight *et al.*, 2000).

C) Tiempo de retención

El tiempo de retención hidráulica por tipo de contaminante (TRH) fue calculado a partir del rearrreglo de las ecuaciones 1 y 3 en la ecuación 15:

$$TRH = \frac{\ln |C_e/C_i|}{k_T} \quad (15)$$

De la relación anterior se obtuvo el TRH para la remoción de DQO, DBO₅ y NTK, partiendo de las concentraciones registradas y de su relación con la temperatura de depuración, k_T . Los valores obtenidos se muestran a continuación:

Cuadro 16. Valores calculados para el TRH con base a las concentraciones máximas de los parámetros de diseño y las temperaturas críticas registradas.

Parámetro	$\ln C_i/C_e $	k_T		TRH	
		mín	máx	mín	máx
DQO	2.2811	1.1040 d ⁻¹	1.7601 d ⁻¹	1.3 d	2.0 d
DBO ₅	1.8901	1.1040 d ⁻¹	1.7601 d ⁻¹	1.1 d	1.7 d
NTK	0.6152	1.1040 d ⁻¹	1.7601 d ⁻¹	0.4 d	0.6 d

De los tiempos teóricos anteriores, se seleccionó al TRH = 2.0 días como factor limitante del diseño, al ser este el mayor tiempo de tratamiento efectivo del humedal. Asimismo, el cálculo asumió un modelo conservador, donde se tomó en consideración el flujo laminar constante y la influencia del desarrollo de la biomasa (Pastor *et al.*, 2003).

Una vez hecho el diseño, el valor teórico del TRH fue ajustado a un tiempo de operación de 7 días, a fin de adaptarlo con el ciclo de llenado-desbordamiento del sistema de biodigestión previamente instalado. Este último ajuste aseguró una buena tasa de remoción para DQO, DBO₅ y NTK dentro del humedal, debido a que TRH mayores o iguales a 7 días aseguran rendimientos mayores al 85% de remoción de materia orgánica y nitrógeno (Akratos y Tsihrintzis, 2007; Ghosh y Gopal 2010). Este tiempo de retención más elevado favoreció un contacto más íntimo y prolongado del

influyente con el sustrato, la biopelícula y las raíces de la vegetación dentro del sistema, lo que mejoró la tasa de depuración (Lara, 1999, Ghosh y Gopal, 2010).

Por otra parte, el TRH para cada tipo de contaminante no coincidió con lo descrito en la literatura o lo esperado en campo, esto debido a que la influencia de la temperatura en los meses fríos y la madurez del humedal aumentaron el tiempo de residencia (Akratos y Tsihrintzis, 2007; Kotti *et al.*, 2010; Ruíz, 2010). Al respecto, los valores presentados en el presente trabajo mostraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) con los valores teóricos calculados por Langergraber *et al.*, (2009) y Sandoval y Peña (2009) para humedales similares. De acuerdo Pastor *et al.* (2003), y Kinncanon y McAnally (2004) esto puede estar relacionado con la presencia de zonas muertas dentro del humedal, ya que éstas favorecen cortos circuitos en el flujo, los cuales disminuyen la distribución uniforme de la biopelícula en el sustrato y favorecieron las pérdidas del gasto por evapotranspiración (Pastor *et al.*, 2003; Langergraber *et al.*, 2009).

D) Hidráulica y de sustrato

El gasto del influente a tratar fue estimado a partir del volumen promedio de aguas residuales generadas por día en las operaciones de limpieza y mantenimiento de los corrales de la granja. Se tomó en consideración que existe una separación de los corrales de los animales adultos y animales de pie de cría. Este valor fue calculado en $1.8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, lo equivalente a 1800 L diarios.

El sustrato que fue utilizado como material de relleno dentro del humedal consistió en el material ígneo extraído de la zona de trabajo durante la preparación del sitio; mismo que fue triturado hasta obtener un tamaño de partícula de entre 35 y 40 mm de diámetro (Cuadro 17) y colocado hasta una profundidad de 0.6 m.

Cuadro 17. Características del material rocoso empleado como sustrato en el humedal.

Sustrato	Profundidad	Diámetro	Porosidad	conductividad	Comp.
Roca ígnea	0,6 m	35-40 mm	~42%	>50 000 m d^{-1}	Si 29%, Al 8%, Fe 4%, Ca 4%, Mg 2%

El tipo y tamaño del sustrato seleccionado influyó en gran medida en la estimación del TRH, el balance hidráulico y el desarrollo de la biomasa microbiana (Kincanon y McAnally, 2004). Por lo que la uniformidad del sustrato empleado en el humedal aseguró buenos rendimientos de remoción al reducir las zonas muertas y los cortos circuitos en el flujo (GIZ, 2011).

Asimismo, el tamaño de partícula seleccionada permitió mantener buenas condiciones de aireación en el sustrato, lo que evitó la obstrucción del 70% de la porosidad efectiva y la reducción del 50% del TRH del humedal a causa de la acumulación de materia orgánica mineralizada (Tanner *et al.*, 1998). Este control de la colmatación permitió mantener un flujo subsuperficial, lo que mejoró la eficiencia hidráulica del humedal (Knowles *et al.*, 2010). Por otro lado, la naturaleza mineralógica del sustrato favoreció también la eliminación de fósforo por adsorción en el lecho rocoso (Knight *et al.*, 2000; Luna y Ramírez, 2004; Ghosh y Gopal, 2010); debido a que por su composición ígnea, el sustrato electo precipitó aniones fosfato en forma de fosfatos ferrosos y aluminicos insolubles en agua; reacción que aumenta la tasa de remoción del humedal, que cuando se emplean sólo materiales calcáreos (Drizo *et al.*, 2000; Arias *et al.*, 2001; Luna y Ramírez, 2004; Akrotos y Tsihrintzis, 2007).

La profundidad del humedal fue de 0.6 m, valor recomendado por Delgadillo *et al.* (2010) y la Agencia de Cooperación Alemana (GIZ, 2011), sin embargo, este valor pudo variar desde 0.4 hasta 1 m de acuerdo a lo descrito por Tanner *et al.* (1998) y Akrotos y Tsihrintzis (2007). No obstante, las profundidades de típicamente 0.3 m elevan los rendimientos de remoción esperados, debido a que mejoran la aireación del fondo (García *et al.*, 2005); sin embargo, la profundidad mayor en nuestro humedal (0.6 m) favoreció la aparición de zonas anaerobias en el fondo del lecho donde pudieron ocurrir las últimas etapas de la desnitrificación y gasificación del nitrógeno (Healy, 2007; Knowles *et al.*, 2010).

10.2.2. Diseño final

El área del humedal se calculó con base a la ecuación descrita en los trabajos de Buchberger y Shaw (1995), y Delgadillo *et al.* (2010): Para el cálculo matemático se emplearon los valores de $1.8 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, 0,6 m, 45% y 1.1040 d^{-1} , para las variables de gasto, profundidad, porosidad y constante

dependiente de la temperatura, respectivamente. El procedimiento fue el siguiente:

$$A = \frac{Q}{h n k_T} \ln \left| \frac{C_i}{C_e} \right| \quad (i)$$

$$A = \frac{1.8 \text{ m}^3/\text{d}}{(0.6 \text{ m})(0.43)(1.1040 \text{ 1/d})} \ln \left| \frac{C_i}{C_e} \right| \quad (ii)$$

$$A = (6.3195 \text{ m}^2) \ln \left| \frac{C_i}{C_e} \right| \quad (iii)$$

El largo y ancho del sistema se calcularon con base a las siguientes relaciones:

$$a = \sqrt[2]{\frac{A}{3}} \quad (6) \quad b = \frac{A}{a} \quad (7)$$

Finalmente, a partir de (iii), de (6) y (7), y de los datos calculados en el Cuadro 16 se generó lo siguiente:

Cuadro 18. Dimensiones calculadas para el HAFSSH de la granja porcícola.

Parámetro	A	b:a	a	b	h	m
DQO	14.4 m ²	3:1	2.2 m	6.6 m	0.6 m	+1%
DBO ₅	11.9 m ²	3:1	1.9 m	5.9 m	0.6 m	+1%
NTK	3.8 m ²	3:1	1.1 m	3.4 m	0.6 m	+1%

Los ajustes realizados al diseño preliminar consistieron en el redimensionamiento para un tiempo de retención de 7 días, la adecuación de un sedimentador y la división del humedal en dos módulos de tratamiento.

❖ Cálculo del área para t = 7 días

$$A = \frac{t Q}{n h} \quad (iv)$$

$$A = \frac{(7 \text{ d})(1.8 \text{ m}^3/\text{d})}{(0.43)(0.6 \text{ m})} \quad (v)$$

❖ Dimensiones del sedimentador

$$A_{SED} = ab \quad (vi)$$

$$A_{SED} = (3.1 \text{ m})(2 \text{ m}) \quad (vii)$$

❖ División del humedal en dos módulos

$$A_{HUM} = A_{TOT} - A_{SED} \quad (viii)$$

$$A_{HUM} = 48.8 \text{ m}^2 - 6.2 \text{ m}^2 \quad (ix)$$

❖ Dimensiones de los módulos

$$A_{MOD} = \frac{A_{HUM}}{2} \quad (x)$$

$$A_{MOD} = \frac{42.6 \text{ m}^2}{2} \quad (xi)$$

El cuadro 19 y las figuras 35, 36, 37 y 38 resumen las dimensiones del sistema:

Cuadro 19. Dimensiones finales de los componentes del sistema.

Unidad	Área (A)	Largo (b)	Ancho (a)	Relación b:a
Humedal	48.8 m ²	15.6 m	3.1 m	3:1
Sedimentador	6.2 m ²	2.0 m	3.1 m	1:2
Módulos (1 y 2)	21.3 m ²	6.8 m	3.1 m	2:1

Como medida precautoria se tomó el área más grande calculada, debido a que esto permitió tener la superficie necesaria para la remoción de nutrientes paralela a la remoción de materia orgánica (Lara, 1999).

Las primeras ecuaciones propuestas para el diseño fueron basadas únicamente en el análisis de las concentraciones del influente y el efluente, lo que permitió establecer relaciones empíricas para la construcción del humedal (Kumar y Zhao, 2011). Sin embargo, la mayoría de estos modelos son válidos sólo para cierto rango de valores, por lo que de acuerdo con Stone *et al.* (2004), Rousseau *et al.* (2004) y Langergraber *et al.* (2009) su empleo quedó restringido al análisis preliminar del humedal.

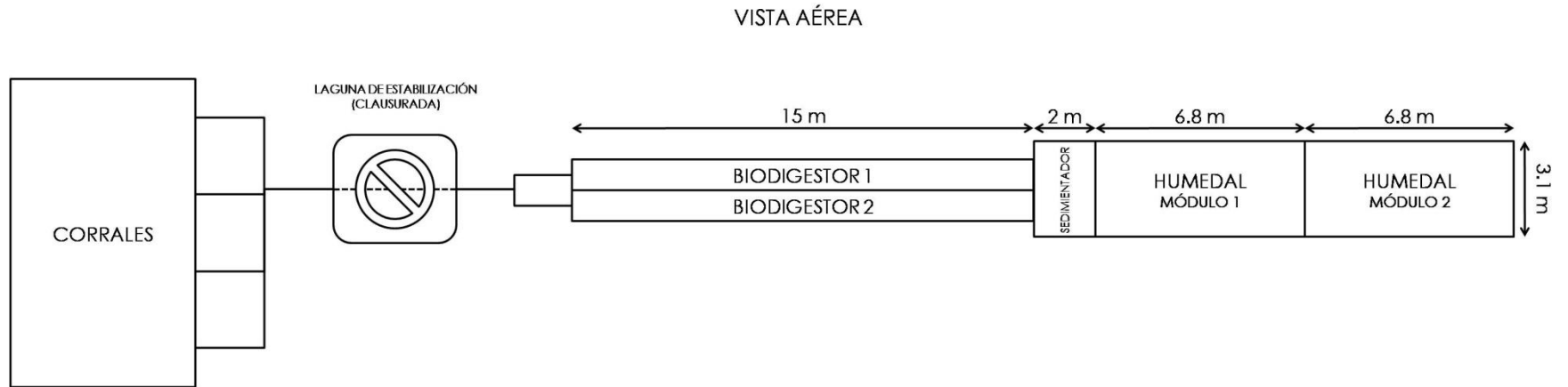


Figura 35. Configuración general del sistema de tratamiento. Escala 10:11

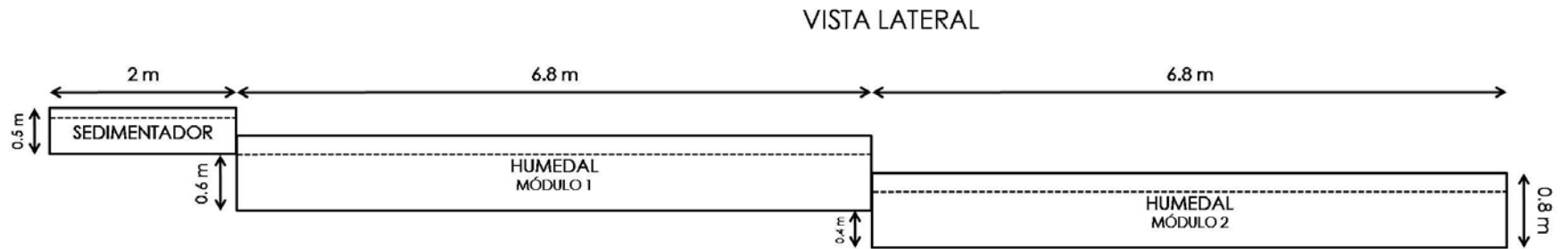


Figura 36. Detalle del sistema de humedales artificiales. Escala 5:3

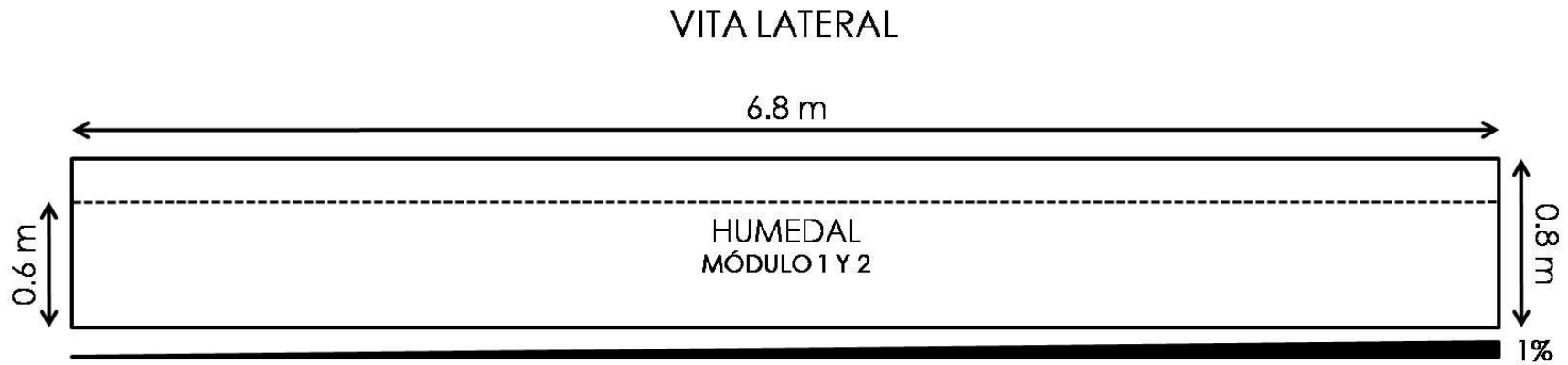


Figura 37. Detalle lateral de los módulos del humedal. Escala 5:2

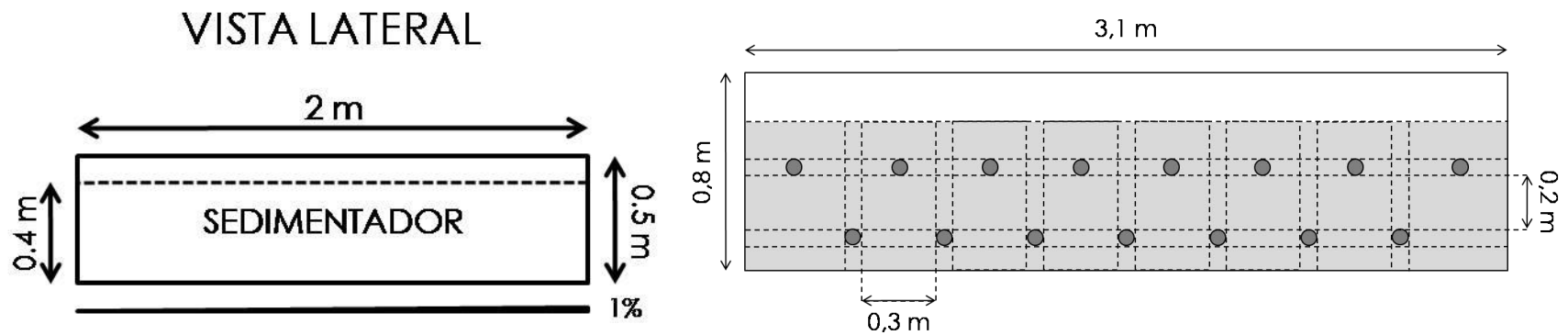


Figura 38. Detalle lateral y frontal del sedimentador. Escala 10:11

Según Kumar y Zhao (2011), el modelo cinético de remoción, k_T , utilizado para el diseño y la predicción de la tasa de eliminación de los contaminantes del humedal, debió cumplir con múltiples supuestos durante las operaciones de diseño, por lo que éstos fueron obvias simplificaciones de los procesos reales que ocurren dentro de los HA, lo que pudo llevar a una subestimación del área requerida, ya que ésta debió de ser adecuada a los nuevos cálculos realizados después de artificial y estabilizado el sistema (Kadlec, 2000). Sin embargo, de acuerdo con los resultados obtenidos por Sandoval y Peña (2009), se asumió que el empleo del modelo k_T predijo efectivamente la tasa de rendimiento del humedal, por lo que este modelo pudo ser empleado con un amplio intervalo de confianza para el cálculo de las constantes cinéticas y de las características hidráulicas (EPA, 2000; APAT, 2005; Delgadillo *et al.*, 2010).

Cabe señalar, que a diferencia de las directrices propuestas por la EPA (2000), el tamaño del humedal no fue basado en el cálculo de habitantes equivalentes; debido a que experiencias publicadas por Vymazal (2005) demuestran que muchos de los sistemas artificiales bajo estas directrices de diseño en República Checa, y otras partes del mundo, presentan bajos rendimientos en la remoción de nutrientes; además de existen diferencias en las áreas mínimas propuestas para la remoción de NTK y P-TOT que fluctúan ampliamente entre los 30 y 70 m² por habitante equivalente (Babatunde *et al.*, 2008).

Al respecto Kadlec (2000), Knight *et al.* (2000), Stone *et al.* (2004) Su *et al.* (2005) y Stein *et al.* (2006) han publicado la aplicación del modelo k_T para predecir la remoción de DBO₅, NTK, SST y P-TOT, obteniendo áreas consistentes a la descrita en este trabajo (Hunt y Poach, 2001; Stone, *et al.*, 2004). Kumar y Zhao (2011) han demostrado que los valores para k_T descritos para sistemas combinados o con elevados factores de dilución son inferiores a los descritos por la literatura; a pesar de ello, consideran que el modelo k_T es una ecuación de diseño óptima para la remoción de contaminantes en HA, debido a que las variaciones en los valores de la constante cinética son debidas a acontecimientos impredecibles del sistema, como un aumento de la carga hidráulica y cambio de la composición interna (Kadlec, 2000).

La eficiencia de este mismo modelo para tratar las descargas porcícolas durante la temporada fría fue razonablemente buena, pese a que la

predicción de remoción de P-TOT fue baja (Jamieson *et al.*, 2007). Por otra parte, el área nominal de tratamiento fue determinada en función de la remoción de materia orgánica deseada, debido a que esta proporcionó el área más grande de tratamiento que satisfizo simultáneamente las necesidades de área para la remoción de NTK y P-TOT al ser utilizado el humedal como tratamiento secundario de un influente porcícola pretratado (Hunt y Poach, 2001; Pastor *et al.*, 2003; Stone, *et al.*, 2004).

Los errores en el dimensionamiento asociados al modelo empleado en el presente trabajo fueron coligados a una cinética de remoción de primer orden, sin embargo, de acuerdo con Pastor *et al.* (2003) los procesos biológicos presentan una dinámica de operación no lineal, por lo que la incertidumbre asociada al cálculo aumenta. Esta situación pudo ser evitada si se implementaba un modelo basado en redes neuronales artificiales, el cual puede ser calibrado para ser utilizado como un estimador de precisión (Pastor *et al.*, 2003); empero, no se contó con modelos disponibles que permitieran describir los procesos de tratamiento de manera integral; lo que favoreció que el diseño se basará sólo en métodos de diseño que proporcionaron relaciones directas para el área requerida para el tratamiento por tipo de contaminante (EPA, 2000; Pastor *et al.*, 2003; Rousseau *et al.*, 2004; GIZ, 2011).

11. Conclusiones

La actividad porcícola demandó una alta tasa de consumo de agua potable (1.800 litros diarios), por lo que el diseño del humedal estuvo basado en la máxima tasa de consumo durante todo el periodo de muestreo.

El caudal residual porcícola presentó una alta carga de la DQO, DBO₅ y NTK que excedía los Límites Máximos Permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-1996, por lo que estos parámetros fueron tomados como punto de partida en el diseño del humedal.

La ausencia de organismos coliformes totales en el efluente de los biodigestores estuvo favorecida por la temperatura interna del sistema así como por el largo TRH, por lo que el dimensionamiento del humedal pudo omitir la remoción de patógenos durante los cálculos de diseño.

La remoción de materia orgánica y nutrientes en el tren de tratamiento estuvo relacionada directamente con las variaciones estacionales de la temperatura, por lo que los mayores rendimientos de remoción estuvieron asociados a las épocas más cálidas del año.

La eliminación de fósforo total en el humedal fue debida a la naturaleza mineralógica del sustrato, por lo que el empleo de materiales ígneos resultó favorable para la adsorción y precipitación del fósforo.

El material de relleno provee una protección adicional a la vegetación frente a factores externos como el cambio estacional de la temperatura, por lo que su empleo permitió aminorar los efectos térmicos sobre la actividad microbiana asociada a la vegetación.

El diseño del humedal se vio afectado por las variaciones temporales de la temperatura y la composición del efluente pretratado, por lo que el diseño fue un modelo estacionario que se adaptó a las condiciones particulares del sitio de trabajo.

La influencia de la temperatura en el dimensionamiento del humedal quedó representada por el valor que asumió k_T durante el diseño, por lo que su cálculo fue el factor determinante para el éxito del diseño.

El TRH del humedal dependió de las concentraciones iniciales y finales de los contaminantes así como de la temperatura del influente, por lo que el diseño fue adoptado a un TRH de 7 días, a fin de permitir un óptimo rendimiento en la eliminación de contaminantes.

El empleo de k_T y TRH permitió una adecuada representación de la influencia de los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos del sistema, por lo que el modelo utilizado permitió un óptimo diseño y rendimiento del humedal.

El éxito del humedal de flujo subsuperficial radica en el diseño, flujo de entrada, tiempo de retención, tipo de sustrato y microorganismos asociados al rizoma.

12. Referencias

- AENOR, Asociación Española de Normalización y Certificación. (1998). UNE-EN-1899-2. **Calidad del agua. Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno después de n días (DBOn). Parte 2: Método para muestras no diluidas.** España: AENOR.
- Akratos C., Tsihrintzis V. (2007). **Vegetation and porus media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands.** Ecological Engineering 29. 173-191.
- APAT, Agenzie per la Protezione dell'Ambiente (2005). **Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civil.** Italia: APAT.
- APHA, American Public Health Association; AWWA, American Water Works Association, WPCF, Water pollution Control Federation. (1992). **Métodos normalizados para el análisis de aguas residuales y potables.** España: Ediciones Díaz de Santos.
- Arias C., Brix H. (2003). **Humedales Artificiales para el Tratamiento de Aguas Residuales.** Ciencia e Ingeniería Neogranadina 13. 17-24.
- Arias C., Bubba M., & Brix H. (2001). **Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds.** *Water Research*, 1159-1168.
- Arias O. (2004). **Estudio de la Biodegradación de la Materia Orgánica en Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial.** Tesina de licenciatura. España: Universidad Politécnica de Cataluña.
- Buchberger S., Shaw G. (1995). **An Approach Toward Rational Design of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.** Ecological Engineering 04. 249-275.
- Calvo M. (1999). **Aguas Residuales: Tratamiento por Humedales Artificiales. Fundamentos Científicos, Tecnologías, Diseño.** España: Ediciones Mundi-Prensa.
- CCP, Center for Communication Programs, The Johns Hopkins School of Public Health. (25/08/2010). **Population Information Program.** Recuperado de <http://info.k4health.org/pr/prs/sm14/sm14chap2.shtml>

- CEDEMUN, Centro Nacional de Desarrollo Municipal. (13/08/2010). **Enciclopedia de los Municipios de México**. Recuperado de <http://www.e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/guerrero/municipios/12006a.htm>
- CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2009). **Estadísticas del Agua 2008. Región Hidrológico Administrativa IV: Balsas**. México: CONAGUA.
- CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2010). **Estadísticas del Agua en México**. México: CONAGUA.
- Delgadillo O., Camacho A., Pérez L., Andrade M. (2010). **Depuración de Aguas Residuales por Medio de Humedales Artificiales**. Bolivia: Serie Técnica.
- Drizo A., Frost C., Smith K. (2000). **Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate**. Water Research 34. 2483-2490.
- ENTkent. (15/02/2911). **Biofilm development**. Recuperado de <http://www.entkent.com/biofilms.html>
- EPA, Environmental Protection Agency. (2000). **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. USA: EPA.
- Eugenio K., Gallardo C. (2009). **Evaluación de la Calidad Física, Química y Bacteriológica del Agua Tratada en un Humedal de Flujo Subsoperficial para Uso Piscícola**. Tesis de Licenciatura. México: UNAM-FES Zaragoza.
- García E. (1973). **Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para Adaptarlo a las Condiciones de la República Mexicana)**. México: UNAM-Instituto de Geografía.
- García J., Aguirre P., Barragán J., Mujeriego R., Matamoros V., Bayona J. (2005). **Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands**. Ecological Engineering 25. 405–418.
- Ghosh D., Gopal B. (2010). **Effet of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland**. Ecological Engineering 36. 1044-1051.

- GIZ, Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit. (2011). **Technology review of constructed wetlands. Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. Alemania: GIZ.
- Hammer D. (1992). **Designing constructed wetland systems to treat agricultural nonpoint source pollution**. Ecological Engineering 1. 49-82.
- Healy M., Rodgers J., Mulqueen J. (2007) **Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters**. Bioresource Technology 98. 2268–2281.
- Hijosa M., Sidrach R., Martín J., Bécares E. (2010). **Optimization of Performance Assessment and Design Characteristics in Constructed Wetlands for the Removal of Organic Matter**. Chemosphere 8i. 651-557.
- Hunt P., Poach M. (2001). **State of the art for the animal wastewater treatment in constructed wetlands**. Water Science and Technology 44. 19-25.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2001). **Cuaderno Estadístico Municipal Apaxtla, Guerrero**. México: INEGI.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). **Estadística de Sacrificio de Ganado en Rastros Municipales por Entidad Federativa 2004-2009**. México: INEGI.
- INIFAP-CONABIO, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (1995). **Carta Edafológica del Municipio de Apaxtla de Castrejón, Guerrero. Escalas 1:250000 y 1:1000000**. México: INIFAP-CONABIO.
- Juantorena A., Alfaro O., Sánchez I. (2000). **Alternativas para el Tratamiento del Residual Porcino. Parte I**. Tecnología Química 02. 69-76.
- Kadlec R. (2000). **The inadequacy of first-order treatment wetland models**. Ecological Engineering 15. 105–119.
- Kadlec R., Knight R. (1996). **Treatment wetlands**. EUA: CRC Press.
- Kincanon R., McAnally A. (2004). **Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: As-built design considerations**. Ecological Modelling 174. 309–322.

- Knight R., Payne V., Borer R., Clarke R., Pries, J. (2000). **Constructed wetland for livestock wastewater management**. Ecological Engineering 15. 41-55.
- Knowles P., Dotro G., Nivala J., García J. (2010). **Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: occurrence and contributing factors**. Ecological Engineering 36. 1012-1025.
- Kotti I., Gikas G., Tsihrintzis A. (2010). **Effect of operational and design parameters on removal efficiency of pilot-scale FWS constructed wetlands and comparison with HSF systems**. Ecological Engineering 36. 862-875.
- Kumar J., Zhao Y. (2011). **A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands**. Journal of Environmental Management 92. 400-406.
- Langergraber G., Giraldo D., Mena J., Meyer D., Peña M., Toscano A. (2009). **Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands**. Science of the total Environment 407. 3931-3943.
- Lara J. (1999). **Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales**. Tesis de maestría. España: Universidad Politécnica de Cataluña.
- Llagas W., Gómez E. (2006). **Diseño de Humedales Artificiales para el Tratamiento de Aguas Residuales en la UNMSM**. Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG 17. 85-96.
- Luna V., Ramírez H. (2004). **Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales**. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 20. 31-38.
- Morató J., Subirana A., Gris A., Carneiro A., Pastor R. (2006). **Tecnologías Sostenibles para la Potabilización y el Tratamiento de Aguas Residuales**. Revista Lasallista de Investigación 01. 19-29.
- Natural System International. (03/01/2011). **Constructed wetlands**. Recuperado de <http://www.natsys-inc.com/resources/about-constructed-wetlands/>
- Nebel B., Wright R. (1999). **Ciencias Ambientales. Ecología y Desarrollo Sostenible**. México: Prentice Hall.

- Pastor R., Benqlilou C., Paz D., Cardenas G., Espuña A., Puigjaner L. (2003). **Design optimisation of constructed wetlands for wastewater treatment.** Resources, Conservation and Recycling 37. 193-204.
- Ramalho R., Jiménez D., de Lora F. (2003). **Tratamiento de Aguas Residuales.** España: Reverté.
- Ramírez R. (2005). **Economía del Agua en Baja California.** México: Editorial Universitaria.
- Reed S., Brown D., (1995). **Subsurface flow wetlands. A performance evaluation.** Water Environmental Research 67. 244-248.
- Rousseau D., Vanrolleghem P., De Pauw N. (2004). **Model-Based Design of Horizontal Subsurface Flow Constructed Treatment Wetlands: A Review.** Water Research 38. 1484-1493.
- Ruíz R. (2010). **Mejora de las condiciones de vida de las familias porcicultoras del Parque Porcino de Ventanilla, mediante un sistema de biodigestión y manejo integral de residuos sólidos y líquidos, Lima, Perú.** Tesis de Doctorado. España: Universidad Ramón Lull.
- SAGARPA, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (2004). **Manual de Buenas Prácticas de Producción en Granjas Porcícolas.** México: SAGARPA.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (1980). NMX-AA-003-1980. Aguas residuales. **Muestreo.** México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2000). NMX-AA-005-SCFI-2000. Análisis de agua. **Determinación de grasas y aceites en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, secretaría de Comercio y fomento Industrial. (2000). NMX-AA-007-SCFI-2000. Análisis de agua. **Determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.** Método de prueba. México: Diario oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2000). NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua. **Determinación del pH.** Método de prueba. México: Diario Oficial de la federación.

- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001). MX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua. **Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas**. Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y fomento industrial. (2001). NMX-AA-026-SCFI-2001. **Determinación de nitrógeno total Kjendahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas**. Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001). NMX-AA-039-SCFI-2001. Análisis de agua. **Determinación de sustancias activas al azul de metileno (SAAM) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas**. Método de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2006). NMX-AA-099-SCFI-2006. Análisis de agua. **Determinación de nitrógeno de nitritos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas**. Métodos de prueba. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2008). PROY-NMX-AA-042/1-SCFI-2008. Análisis de agua. **Detección y enumeración de organismos coliformes, organismos termotolerantes y Escherichia Coli presuntiva**. México: Diario Oficial de la Federación.
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2008). PROY-NMX-AA-029/1-SCFI-2008. Análisis de agua. **Determinación de fósforo total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas**. México: Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (1996). NOM-001-SEMARNAT-1996. **Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y binenes nacionales**. México: Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (1996). NOM-002-SEMARNAT-1996. **Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal**. México: Diario Oficial de la Federación.

- SENASA, Servicio Nacional de Sanidad Animal. (2008). **Reglamento Sanitario de Granjas Porcinas**. Perú: SENASA.
- Seóanez C. (1999). **Aguas Residuales, Tratamiento por Humedales Artificiales. Fundamentos Científicos, Tecnología y Diseño**. España: Mundi-Prensa.
- Stein O., Biederman J. Hook P., Allen W. (2006). **Plant species and temperature effects on the $k-C^*$ first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands**. Ecological Engineering 26. 100-112.
- Stone K., Poach M., Hunt P., Reddy G. (2004). **Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment**. Ecological Engineering 23. 127–133.
- Su T., Yang S., Shih S., Lee H. (2009). **Optimal design for hydraulic efficiency performance of free-water-surface constructed wetlands**. Ecological Engineering 35. 1200–1207.
- Tanner C., Sukias J., Upsdell M. (1998). **Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters**. Water Research 32. 3046-3054.
- Torres J. (2005). **Eficiencia de Remoción de Materia Orgánica, Nutrientes y Bacterias en un Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales por Medio de Humedales Artificiales**. Tesis de Licenciatura. México: UNAM-FES Iztacala.
- Werker A., Dougherty J., McHenry J., Van W. (2002). **Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates**. Ecological Engineering 19. 1-11.
- Wood A. (1995). **Constructed wetlands in a water pollution control: Fundamentals to their understanding**. Water Science and Technology 35. 21-29.
- Zurita F., De Anda J., Belmont M. (2009). **Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands**. Ecological Engineering 35. 861–869.